

**ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE
UNIVERSITÉ DU QUÉBEC**

**MÉMOIRE PRÉSENTÉ À
L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE**

**COMME EXIGENCE PARTIELLE
À L'OBTENTION DE LA
MAÎTRISE EN GÉNIE DE LA CONSTRUCTION
M.Ing.**

**PAR
Marouane TEMIMI**

**LA PRÉVISION EN TEMPS RÉEL DES CHARGES DE POLLUANTS DANS UN
RÉSEAU D'ASSAINISSEMENT URBAIN**

MONTRÉAL, LE 20 MARS 2002

© droits réservés de Marouane TEMIMI

CE MÉMOIRE A ÉTÉ ÉVALUÉ

PAR UN JURY COMPOSÉ DE :

**M. Saad Bennis, directeur de mémoire
Département de génie de la construction à l'École de technologie supérieure**

**M. Maarouf Saad, président du jury
Département de génie électrique à l'École de technologie supérieure**

**M. Alain Charron, membre de jury
BPR, firme de génie conseil au Québec**

IL A FAIT L'OBJET D'UNE SOUTENANCE DEVANT JURY ET PUBLIC

LE 5 MARS 2002

À L'ÉCOLE DE TECHNOLOGIE SUPÉRIEURE

LA PRÉVISION EN TEMPS RÉEL DES CHARGES DE POLLUANTS DANS UN RÉSEAU D'ASSAINISSEMENT URBAIN

Marouane TEMIMI

Sommaire

Le présent travail vise le développement des méthodologies de prévision et de validation, en temps réel, des charges de polluants dans un réseau d'assainissement urbain. La méthodologie de prévision préconisée s'est basée sur le modèle de ``rating curve``. Le modèle a été modifié afin de surmonter une de ses faiblesses. Le filtre de Kalman a été utilisé pour identifier les paramètres du modèle en temps réel.

L'approche de validation développée se base sur le principe de la redondance de l'information. Un modèle autoregressif a été utilisé comme indicateur de la tendance de variation à court terme. Le modèle de ``rating curve`` a été également utilisé pour simuler les charges de polluants en temps réel. Entre la valeur mesurée et simulée, celle qui se rapproche le plus de la valeur prévue par le modèle autoregressif est retenue. Les méthodologies développées ont été testées avec succès sur le bassin du secteur I de la ville de Verdun (Québec).

LA PRÉVISION EN TEMPS RÉEL DES CHARGES DE POLLUANTS DANS UN RÉSEAU D'ASSAINISSEMENT URBAIN

Marouane TEMIMI

Sommaire

Les désordres et les dysfonctionnements sont de plus en plus fréquents dans les réseaux d'assainissement en milieu urbain. Compte tenu des grandes évolutions technologiques que nous vivons dans notre environnement, plusieurs municipalités ont opté pour une nouvelle approche de gestion qui fait appel aux technologies modernes. Depuis, les gestionnaires songent de plus en plus à automatiser et gérer les réseaux en temps réel.

Le présent travail a pour objectif de développer des méthodologies de prévision et de validation, en temps réel, des charges de polluants dans un réseau d'assainissement urbain. La méthodologie de prévision préconisée s'est basée sur le modèle de ``rating curve``. L'hypothèse du synchronisme parfait entre les pointes du pollutogramme et de l'hydrogramme dans ce modèle constitue une des faiblesses qui a été surmontée dans le présent travail. Afin de s'affranchir de l'obstacle de la constance des paramètres mis en jeu dans le modèle classique du ``rating curve``, le filtre de Kalman a été utilisé pour les identifier en fonction des erreurs de prévision constatées à chaque pas de temps.

L'approche de validation développée se base sur le principe de la redondance de l'information. Un modèle autoregressif a été utilisé comme indicateur de la tendance de variation à court terme. Le modèle de ``rating curve``, modifié et validé dans la première partie a été également utilisé pour simuler les charges de polluants en temps réel. Selon la méthodologie recommandée dans le présent travail, entre la valeur mesurée et simulée, celle qui se rapproche le plus de la valeur prévue par le modèle autoregressif est retenue. Les méthodologies développées ont été testées avec succès sur le bassin du secteur I de la ville de Verdun (Québec). Selon les critères de performances fixés, les résultats trouvés confirment la robustesse des méthodologies proposées.

REMERCIEMENTS

En témoignage de ma reconnaissance je tiens à exprimer mes vifs remerciements à Monsieur Saad Bennis, mon directeur de mémoire et professeur au département de génie de la construction à l'ÉTS, pour son soutien moral et financier, ses conseils et l'intérêt avec lequel il a suivi la progression de mon travail.

Je dédis ce travail à ma mère ``Souad``, mon père ``Béchir``, mes frères et mes sœurs pour le soutien exceptionnel qu'ils m'ont procuré malgré la distance qui nous sépare. Je suis également très reconnaissant à ma future épouse Naira à qui j'ai dédié un jour mon projet de fin d'études d'ingénieurs et je lui dédie encore aujourd'hui ma maîtrise.

TABLE DES MATIERES

SOMMAIRE	i
REMERCIEMENTS	ii
TABLE DES MATIERES	iii
LISTE DES FIGURES.....	iv
INTRODUCTION.....	1
CHAPITRE 1 : CARACTÉRISATION DES EAUX DE RUISSELLEMENT EN MILIEU URBAIN	3
1.1 Introduction	3
1.2 Les différentes sources de pollution des eaux de ruissellement.....	4
1.2.1 L'accumulation des polluants sur le sol.....	5
1.2.2 Pollution atmosphérique.....	8
1.2.3 Les dépôts dans les canalisations et les ouvrages hydrauliques.....	9
1.3 Les différents facteurs influençant la qualité des eaux de ruissellement	9
1.3.1 Facteurs liés aux modes d'occupation des sols et aux pratiques locales	10
1.3.2 Facteurs liés à la climatologie et à la saison.....	11
1.3.3 Facteurs liés aux caractéristiques de l'événement pluvieux	12
1.4 Les indicateurs de la pollution	13
1.5 La variation du flux de la pollution au cours d'un événement pluvieux	14
1.6 Les modèles de qualité	17
1.6.1 Première étape : accumulation des polluants	17
1.6.2 Deuxième étape : Lessivage des polluants	19
CHAPITRE 2 : LA GESTION EN TEMPS RÉEL DES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT ET LA MESURE DU FLUX DE POLLUTION	22
2.1 Introduction	22
2.2 Objectifs de la gestion en temps réel.....	23
2.3 Les fonctions d'un outil de gestion en temps réel.....	24
2.4 Les niveaux de gestion en temps réel	25
2.4.1 Le contrôle par opérateur	25
2.4.2 La supervision d'automatismes locaux.....	26
2.4.3 La supervision avec aide à la gestion	26
2.4.4 Le tout-automatique	27
2.5 La mesure de la pollution des eaux de ruissellement en milieu urbain	27

2.5.1 Les paramètres à mesurer	29
2.5.2 Les différents types d'échantillons	30
2.5.3 Les techniques d'échantillonnage	31
CHAPITRE 3 : UNE MÉTHODOLOGIE POUR LA PRÉVISION DU FLUX DE POLLUTION EN MILIEU URBAIN	33
3.1 Introduction	33
3.2 Les modèles de la qualité des eaux de ruissellement	34
3.3 Méthodologie et développement théorique	36
3.4 Rattachement du modèle de ``rating curve`` au filtre de Kalman	37
3.5 Critères de performance	39
3.6 Application et résultats	41
3.7 Conclusion	55
CHAPITRE 4 : UNE MÉTHODOLOGIE POUR LA VALIDATION, EN TEMPS RÉEL, DES DONNÉES DE QUALITÉ EN MILIEU URBAIN	56
4.1 Introduction	56
4.2 Méthodologie	57
4.2.1 Modèle de simulation de la charge de pollution	61
4.2.2 Le modèle autoregressif AR	62
4.3 Application du filtre de Kalman aux modèles de prévision des charges	63
4.3.1 Le rattachement du modèle de ``rating curve`` au filtre de Kalman	64
4.3.2 Le rattachement du modèle AR au filtre de Kalman	64
4.4 Application et résultats	65
4.5 Conclusion	69
CONCLUSION	84
BIBLIOGRAPHIE	86

LISTE DES FIGURES

Figure 1.1 Schématisation de l'effet de la première chasse.....	15
Figure 1.2 La distribution de la charge polluante en fonction du volume de ruissellement	16
Figure 2.1 Schéma du traitement de l'information pour les systèmes de gestion en temps réel.....	25
Figure 2.2 Le contrôle par opérateur.....	26
Figure 2.3 La surveillance d'automatismes locaux	27
Figure 2.4a L'utilisation en parallèle d'un outil d'aide à la décision	27
Figure 2.4b Supervision avec aide intégrée	28
Figure 2.5 Le contrôle automatique en temps réel des réseaux d'assainissement.....	28
Figure 2.6 Ensemble des sous-systèmes d'un préleveur automatique	33
Figure 3.1 Une fenêtre mobile se déplaçant avec les deux vecteurs d'observation.....	38
Figure 3.2 Statistiques des refoulements dans le secteur I de la ville Verdun (Québec)	43
Figure 3.3 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 30 septembre 1999	44
Figure 3.4 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 13 octobre 1999	45
Figure 3.5 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 12 septembre 2000.....	46
Figure 3.6 Comparaison entre les charges mesurées le 30 septembre 1999 et les charges simulées par les modèles statique et dynamique.....	47
Figure 3.7 Comparaison entre les charges mesurées le 13 septembre 1999 et les charges simulées par les modèles dynamiques et statiques.	48
Figure 3.8 Comparaison entre les charges mesurées le 12 septembre 2000 et les charges simulées par les modèles dynamiques et statiques.	49

Figure 3.10 Variation du paramètre ``b`` du modèle dynamique au cours de l'événement de 12 septembre 2000	54
Figure 4.1 Processus de validation de la charge mesurée à l'instant ``t``	60
Figure 4.2 Plan du secteur I de la ville de Verdun (Québec).....	70
Figure 4.3 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 30 septembre 1999	71
Figure 4.4 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 13 octobre 1999.	72
Figure 4.6 Comparaison entre les charges mesurées le 30 septembre 1999 et les charges simulées par le modèle de ``rating curve``	74
Figure 4.7 Comparaison entre les charges mesurées le 13 septembre 1999 et les charges simulées par le modèle de ``rating curve``	75
Figure 4.8 Comparaison entre les charges mesurées le 12 septembre 2000 et les charges simulées par le modèle de ``rating curve``	76
Figure 4.9 Comparaison entre les charges mesurées le 30 septembre 1999 et les charges validées	77

INTRODUCTION

Nous vivons depuis quelques années de grandes mutations dans notre environnement, notamment dans le domaine de l'informatique et des technologies de l'information. L'application des ces nouvelles approches a concerné plusieurs domaines. L'objectif essentiel derrière l'utilisation de ces nouvelles technologies consiste à optimiser les interventions et améliorer la productivité.

Par ailleurs, les désordres et les dysfonctionnements dans nos réseaux d'assainissement sont de plus en plus fréquents, en temps de pluie. L'implantation d'un système séparatif ne présente pas la seule solution du problème. En effet, il s'est avéré que 50% des causes d'inondation sont dues à des mauvais fonctionnements hydrauliques du réseau, indépendants des insuffisances de conception ou de dimensionnement. Les réseaux d'assainissement ne sont pas donc exploités en fonction des objectifs pour lesquels ils ont été conçus. Face à cette problématique, plusieurs municipalités ont opté pour une approche de gestion qui fait appel aux nouvelles technologies développées. L'approche préconisée consiste à coordonner la gestion du réseau d'assainissement ainsi que les ouvrages hydrauliques qui lui sont associés. L'objectif d'une telle approche est d'offrir au réseau d'assainissement des performances hydrauliques et environnementales. Du côté hydraulique, il s'agit de limiter les débordements et la mise en charge des conduites du réseau. Concernant le côté environnemental, l'approche vise plutôt la minimisation des rejets des eaux polluées dans le milieu récepteur. La réalisation de ces deux objectifs passe nécessairement par une optimisation du fonctionnement hydraulique du réseau d'assainissement.

Les modèles de prévision à court terme, des débits et des charges de pollution, sont à la base d'une telle stratégie de gestion. Dans le présent travail, un intérêt plus particulier est donné aux modèles de qualité par le développement d'une méthodologie de prévision en temps réel des charges de polluants.

Dans un souci de clarté, le rapport a été décomposé en trois parties principales. La première partie, composée de deux premiers chapitres, présente une synthèse bibliographique de l'essentiel des travaux de recherche concernant le phénomène de ruissellement urbain. Les différentes sources de pollution, les différents facteurs et paramètres de qualité ainsi que les principaux modèles utilisés dans la modélisation de ce phénomène ont fait l'objet du premier chapitre. La gestion en temps réel des réseaux d'assainissement et les différentes techniques de prise de mesures ont été exposées dans le deuxième chapitre.

La deuxième partie du travail a fait l'objet du chapitre trois. L'objectif de ce chapitre est le développement d'une méthodologie pour la prévision, en temps réel, des charges de polluants dans un réseau d'assainissement.

Les résultats trouvés dans la deuxième partie ont servi pour le développement d'une méthodologie de validation des données de qualité en temps réel qui a présenté la troisième et dernière partie du présent travail. Le principe de la méthodologie préconisée ainsi que les résultats de son application ont été présentés dans le quatrième et dernier chapitre du présent rapport. Les chapitres trois et quatre du rapport ont fait l'objet de deux articles. Le chapitre trois a été déjà soumis et accepté pour publication dans une revue spécialisée.

Des mesures de débits et de charges de polluants, enregistrées à l'exutoire de la ville de Verdun, ont été exploitées pour la mise en œuvre des méthodologies proposées dans le troisième et le quatrième chapitre.

Nous espérons avoir contribué par le présent travail à répondre aux objectifs arrêtés et à ajouter une pierre à l'édifice de compréhension du phénomène de la qualité des eaux de ruissellement urbain.

CHAPITRE 1

CARACTÉRISATION DES EAUX DE RUISSELLEMENT EN MILIEU URBAIN

1.1 Introduction

Les eaux de ruissellement en milieu urbain ont été considérées, pour longtemps, exempte de toutes sortes de pollution. Depuis les années 70', avec l'évolution dans le domaine métrologique, les premiers résultats, assez inquiétants, ont imposé un intérêt plus important à ce phénomène. En effet, l'idée de la dilution des eaux sanitaire par des eaux pluviales a été totalement abandonnée et les recherches dans ce domaine ont commencé.

Le terme de la pollution du ruissellement urbain désigne la dégradation de la qualité des eaux par des substances rencontrées par les eaux de pluie soit dans l'atmosphère soit sur la surface du bassin soit aussi dans le réseau séparatif et/ou unitaire (Philippe, 1984). La diversité des paramètres mis en jeu dans le phénomène de ruissellement urbain rend difficile l'évaluation exacte de la pollution véhiculée par les eaux de pluie. Cette évaluation sera encore plus difficile, par le fait que ces paramètres agissent à la fois par leur charge et par leur concentration.

L'étude de la pollution véhiculée par les eaux de ruissellement pluvial présente essentiellement trois objectifs principaux :

- 1- Détermination de la charge polluante moyenne sur une durée assez longue (une année en moyenne).
- 2- La caractérisation en terme d'effet de choc des événements pluviométriques

- 3- Suivi de l'évolution de la charge polluante dans le temps et dans l'espace pour pouvoir détecter les points du réseau qui nécessitent une intervention.

La complexité du phénomène ainsi que la diversité des paramètres mise en jeu font la difficulté de l'étude de la qualité des eaux de ruissellement. Les différentes sources de pollution, les différents facteurs et paramètres de qualité ainsi que les principaux modèles utilisés dans la modélisation de ce phénomène feront l'objet de ce chapitre.

1.2 Les différentes sources de pollution des eaux de ruissellement urbain

La dégradation de la qualité de l'eau de pluie provient, selon les premières études, de trois sources essentielles (Ribstien et Desbordes, 1978) :

- a / La surface du sol et particulièrement les surfaces imperméables.
- b/ Les puisards des rues (où pièges à sédiments).
- c/ Les conduites et les ouvrages spéciaux tel que les siphons, les bassins de dessablage...etc.

Selon Ribstien et Desbordes (1978) la surface du sol imperméable présente la contribution la plus importante. L'étude de la pollution des eaux de ruissellement urbain ne doit se faire donc qu'avec une connaissance assez précise du pourcentage des surfaces imperméables. En général, les caractéristiques d'un bassin peuvent être classées en deux grandes classes; une première classe qui présente la typologie du bassin et les pratiques locales et une deuxième classe relié à la climatologie du bassin. L'influence sur la qualité des eaux de ruissellement est relative à chacune de deux classes.

En ce qui concerne l'influence des caractéristiques physiques de l'occupation du sol et des pratiques locales, les trois grandes classes d'occupation sont : zone commerciale, zone résidentielle et zone industrielle. Les résultats des études de la qualité des eaux de ruissellement sont d'autant plus influencés que le nombre des classes envisagées est élevé. Les pratiques locales concernent essentiellement le nettoyage des rues et le déverglaçage des chaussées en hiver. L'influence de ce facteur sur la qualité des eaux de ruissellement urbain dépend des techniques employées qui sont très variées d'une zone à l'autre. Par exemple le balayage manuel est appliqué souvent dans les centres villes, là où les voitures empêchent le passage des machines.

Randall (1978) a noté, dans certains cas d'étude, une faible corrélation entre les pratiques locales dans un bassin versant et les polluants prélevés dans les eaux de ruissellement. Randall (1978) a qualifié ces polluants d'exogènes vu qu'ils ne proviennent pas de la ville elle-même. Ainsi, il a ajouté une autre source de pollution, dite atmosphérique. Cette source fait que les turbulences atmosphériques déplacent les masses d'air et donc les polluants atmosphériques d'une surface à une autre et ce sur des distances assez importantes.

Chocat (1997) a déterminé une liste assez exhaustive des sources de la pollution des eaux de ruissellement en milieu urbain. Ainsi, d'autres sources de la pollution comme l'érosion des sols, la végétation, l'industrie... etc, ont été rajoutées. Nous exposons l'ensemble de ces sources dans le présent travail sous trois classes principales.

1.2.1 L'accumulation des polluants sur le sol

Pendant la période du temps sec les polluants s'accumulent sur la surface du bassin et dans les canalisations de son réseau d'assainissement. Le taux d'accumulation des polluants varie selon la typologie du bassin (résidentiel, industriel, commercial...) et d'un polluant à l'autre. Huber et Dickinson (1988) ont proposé plusieurs valeurs de ces taux d'accumulation que nous résumons dans le tableau suivant :

Tableau I

Variation du taux d'accumulation des polluants en fonction de l'occupation des sols

Paramètres de pollution	(Sartre et Boyd, 1972)'			Études (Aron, 1970)''			(APWA, 1969)'''		
	Résidentiel	Commercial	Industriel	Résidentiel	Commercial	Industriel	Résidentiel		Commercial
							Pavillon	Collectif	
Solide totaux	116	51	395	18	27	110	21	68	99
DBO	1	0.3	2	0.6	0.8	1	0.1	0.25	0.76
DCO	5.6	1.6	22	3.9	5.7	7.8	0.85	2.7	3.9
Phosphates	0.1	0.028	0.31	0.05	0.07	0.16	0.001	0.003	0.006
Nitrates	0.005	0.016	0.016						

': en Kg/jour / Km de trottoir (moyennes sur dix villes américaines);

': en Kg/jour / Km de rue;

': en Kg/jour / Km de rue (moyennes sur 18 sites de Chicago);

Les véhicules automobiles sont considérés comme une source importante des polluants en milieu urbain. Outre les polluants dégagés par les voitures, on peut attribuer à cette source les produits nécessités par la viabilisation hivernale : sables et sels de déverglaçage qui affectent considérablement la qualité des eaux. Irish et al. (1998) ont noté que cette source de pollution est contrôlée par plusieurs facteurs, notamment par la période du temps sec précédant l'événement pluvieux.

L'industrie intervient avec une part non-négligeable dans la pollution des eaux de ruissellement. Les polluants générés par l'industrie peuvent être entraînés par les turbulences atmosphériques pour se déposer sur d'autres secteurs et ce malgré le respect d'une certaine distance, souvent fixée par la réglementation, entre les zones industrielles et résidentielles. Les polluants industriels présentent deux groupes (Boulay et al., 1999). Le premier groupe comprend les polluants typiques des eaux usées domestiques à savoir les matières organiques et les matières en suspension. Le deuxième groupe comprend des polluants plus agressifs, susceptibles de compromettre le fonctionnement normal de la station d'épuration. Ce groupe présente plusieurs types de polluants. Cependant, les plus importants sont les métaux lourds, les cyanures, les composés phénoliques, les huiles et les graisses.

Dans le même contexte, les déchets solides produits par la ville peuvent contaminer les eaux de ruissellement. En fait, cette source de pollution agit par plusieurs produits à savoir, les déchets plastiques, les ordures provenant des poubelles à faible étanchéité, les matières organiques en provenance des déchets animaux et des balayages des marchés. L'impact de cette source peut cependant être réduit par le balayage des rues. Pour cette raison, le taux d'élimination des polluants et la fréquence de balayage interviennent dans certains modèles de qualité pour estimer la charge de pollution accumulée pendant la période du temps sec.

L'érosion des sols contribue également dans la qualité des eaux de ruissellement par des masses importantes de matières en suspension. L'érosion des surfaces perméables non-construites, des zones en construction et des zones à développement récent, contribue aux apports très importants de graviers, sables, limons et argiles que l'on trouve dans les eaux de ruissellement urbain. En réalité ces éléments sont inertes et ne présentent pas une source de pollution pour l'environnement mais le problème c'est qu'ils servent comme support pour la matière organique qui, elle, altère la qualité de l'eau d'une manière importante (Ribstien et Desbordes, 1978). La capacité de la pluie à charrier les sédiments déposés dépend essentiellement du débit qu'elle est capable de générer. Par ailleurs, les deux paramètres pluviométriques essentiels pour l'estimation du flux de sédiments sont la hauteur totale de la pluie et l'intensité maximale enregistrée sur une courte durée.

D'autre part, la végétation est la source des masses importantes de matières carbonées, plus ou moins facilement dégradables. Ces matières sont générées essentiellement par les feuilles mortes et les pollens. L'impact de cette source peut également être accentué par les pratiques locales, notamment dans le cas d'une imperméabilisation importante des sols qui cause un entraînement direct des masses polluantes.

1.2.2 Pollution atmosphérique

Cette source de pollution est alimentée par plusieurs causes à savoir, les incendies, le vent qui met en suspension les particules fines déposées sur la surface du sol, les éruptions volcaniques... etc. Ces causes affectent directement la qualité des eaux de pluies lors de la précipitation. Chocat (1997) estime que 15 à 25% de la pollution contenue dans les eaux de ruissellement est directement imputable à la pollution de l'eau de pluie. Selon le même auteur, le caractère très acide de certaines pluies ($\text{pH} < 4.5$) est susceptible d'augmenter leur agressivité chimique vis-à-vis des matériaux sur lesquels elles ruissellent.

1.2.3 Les dépôts dans les canalisations et les ouvrages hydrauliques

En temps sec, une masse importante de polluants se dépose dans les canalisations des réseaux d'assainissement. Cette masse présente essentiellement un aspect particulaire. Les sédiments qui se déposent reflètent généralement la composition des revêtements des rues et la géologie locale. Lorsqu'ils sont véhiculés par les eaux de ruissellement, ces sédiments se présentent sous trois états différents : en suspension, en dépôt ou dans une zone intermédiaire entre les deux. Cet état est déterminé par les conditions d'écoulement et les caractéristiques des sédiments : leurs poids et leurs tailles.

La distinction entre les réseaux unitaires et séparatifs est primordiale dans l'analyse de la contribution de cette source dans la qualité des eaux de ruissellement. En effet, dans le cas des réseaux unitaires les eaux pluviales vont se mélanger aux eaux usées. Les eaux usées vont contribuer dans le mélange essentiellement par leurs concentrations en matières organiques relativement élevées par rapport à celles existantes dans les eaux pluviales et ce à l'échelle d'un événement pluvieux. Pour les réseaux séparatifs, seules les eaux de ruissellement rejoindront le milieu récepteur.

1.3 Les différents facteurs influençant la qualité des eaux de ruissellement

En plus de la connaissance des différentes sources de pollution, l'étude de ruissellement urbain ne doit se faire que par une limitation des facteurs influençant la qualité des eaux pluviales.

La nature des surfaces (imperméables où perméables) et leur topographie (terrain plat ou présentant une forte pente) affectent considérablement la charge de polluants dans les eaux de ruissellement urbain. Les charges des polluants lessivés sont d'autant plus importantes que les pentes des surfaces imperméables sont fortes. Le pourcentage d'imperméabilisation est lié directement au pourcentage de surface des

rues, puisque les routes présentent une importante source de pollution ce qui n'est pas le cas pour les toitures (Ribstien et Desbordes, 1978).

Il est évident que la charge totale de polluants accumulée sur la surface est tributaire de la durée de l'épisode sec précédant la pluie et le nettoyage des rues. Dans ce sens, la climatologie du bassin affecte considérablement la qualité des eaux de ruissellement urbain.

Face à cette diversité des facteurs et dans un souci de clarté, les facteurs de la pollution mis en jeu ont été regroupés sous trois catégories différentes.

1.3.1 Facteurs liés aux modes d'occupation des sols et aux pratiques locales

Pendant la période du temps sec, on assiste à une accumulation des polluants sur la surface du bassin. Un facteur essentiel qui détermine la masse polluante accumulée sur une période donnée est le mode d'occupation des sols. Dans les zones résidentielles, Whipple et al. (1977) ont trouvé que les habitations collectives présentent des charges plus fortes en DBO (Demande biologique en oxygène) et en phosphate que les zones de type pavillonnaire. Par ailleurs, dans les zones commerciales, les masses de polluants accumulés sont reliés aux programmes de nettoyage effectué. Dans le cas des zones industrielles, les polluants disponibles sur la surface sont fortement corrélés au type de l'industrie. Les pratiques locales comme le nettoyage des rues ou le déverglaçage en période d'hiver affectent considérablement la charge polluante accumulée sur la surface du bassin (Hemain, 1980).

Les surfaces imperméables sont fortement reliées aux surfaces des routes et des trottoirs en milieu urbain qui sont comme des générateurs des polluants comme le plomb, les hydrocarbures ainsi que les particules fines.

Brume et al. (1968) ont noté également l'influence des surfaces perméables et la topographie du bassin. En comparant deux égouts en période de pluie, l'un dans une région très accidentée avec un sol sablonneux et l'autre dans un bassin plat avec un sol argileux, ils ont trouvé des concentrations de solides en suspension jusqu'à dix fois plus élevées dans le premier cas. La nature du réseau intervient également dans l'étude de la qualité des eaux de ruissellement. Les pentes de ses conduites et la géométrie de leurs sections sont déterminantes pour la remise en suspension des polluants déposés dans les canalisations.

1.3.2 Facteurs liés à la climatologie et à la saison

Sous cette catégorie, les facteurs de la qualité présentent trois éléments essentiels, à savoir la durée de la période du temps sec, le vent et les brouillards et la saison. L'influence du premier élément sur la qualité des eaux pluviales diffère d'une étude à l'autre. Irish et al. (1998) ont noté, suite à une étude statistique sur les différents facteurs mise en jeu dans le phénomène de ruissellement, que la durée du temps sec est déterminante pour la qualité des eaux. Cette conclusion s'associe à l'étude de Sartor et Boyd (1972) qui ont mesuré des masses de polluants accumulées en surface et qui ont observé un accroissement rapide de ces masses au cours des deux premiers jours de l'épisode sec suivi d'une évolution beaucoup plus lente. Dans l'autre extrémité, Whipple et Hunter (1979) ont montré que dans certains cas la durée de l'épisode sec n'est pas nécessairement un critère adéquat pour estimer l'accumulation de polluants, du moins pour un certain nombre d'éléments.

Le prélèvement, dans certains cas d'étude, de polluants exogènes au bassin versant prouve le rôle de vents et des brouillards dans la migration des polluants en suspension dans l'air d'un bassin à l'autre.

La variation des conditions climatiques au cours de l'année favorise la génération excessive d'un polluant par rapport aux autres. Comme exemple, en automne, les

concentrations élevées de phosphore soluble et d'azote organique s'expliquent par la présence des feuilles mortes accumulées dans les caniveaux et les gouttières. Par ailleurs, les pluies intenses de l'été augmentent le pourcentage des particules lourdes entraînées par les eaux de ruissellement.

1.3.3 Facteurs liés aux caractéristiques de l'événement pluvieux

Les facteurs liés aux caractéristiques de l'événement pluvieux présentent deux classes : (Philippe, 1984)

a/ facteurs reliés à la pluviométrie :

- La hauteur locale de l'averse
- Intensité moyenne maximale, sur une durée caractéristique contribuant à la formation de l'hyetogramme, généralement c'est le temps de concentration qui est adopté.
- La durée de l'averse
- Durée du temps sec précédent l'averse

b/ facteurs reliés aux paramètres hydrauliques :

- Le volume de ruissellement pluvial ou le volume total qui tient compte du volume du ruissellement de temps sec.
- Le débit maximal de pointe des eaux pluviales et le débit maximal instantané d'effluent d'orage qui est la somme de deux débits en temps sec et en temps humide.

L'influence de chacun de ces facteurs varie d'une étude à l'autre. Irish et al. (1998) ont recommandé l'utilisation de modèles statistiques pour identifier les facteurs les plus importants. Ils ont recommandé ainsi les modèles de régression pour simuler la qualité des eaux de ruissellement sur les routes et les autoroutes. Ce choix a été justifié par le fait que les modèles de régression sont assez flexibles pour tenir compte de l'ensemble des facteurs mis en jeu.

1.4 Les indicateurs de la pollution

L'étude de l'impact d'un rejet sur l'environnement est l'objectif principal de la mesure de la qualité. Mais l'étude de la qualité ne nécessite pas forcément la mesure de tous les paramètres mis en jeu. Le nombre de paramètres est défini en premier lieu à partir des considérations budgétaires. Généralement, les indicateurs de la pollution sont classés en cinq catégories différentes selon leur action sur la qualité de l'eau (Ribstien et Desbordes, 1978) :

- Solides en suspension :
- Matière organique
- Nutriments
- Métaux lourds
- Bactéries

La teneur en matière en suspension, MES, est un paramètre fondamental de la qualité d'une eau et de son impact potentiel (Gupta et Saul, 1996, Hogland et al., 1984). En effet, les matières en suspension servent comme support à la plus part des éléments polluants (matières organiques, métaux lourds... etc.). Par ailleurs, les MES ont des effets nocifs directs sur le comportement des milieux aquatiques : augmentation de la turbidité, atténuation de la luminosité, diminution de la photosynthèse, colmatage des berges... etc.

Les deux indicateurs les plus utilisés pour mesurer les matières organiques sont la demande biologique en oxygène (DBO) et la demande chimique en oxygène (DCO). En effet, en se dégradant les matières organiques consomment de l'oxygène en réduisant ainsi les quantités dissoutes dans l'eau. Ceci affecte considérablement le maintien ou le développement de la flore et de la faune présentes dans les milieux aquatiques.

L'azote et le phosphore sont les nutriments les plus importants. Ils représentent les éléments nutritifs nécessaires au développement des organismes. Le rejet excessif de ces éléments dans le milieu aquatique engendre un phénomène d'eutrophisation. Ce phénomène favorise le développement d'algues qui induit dans les milieux aquatiques des variations importantes du pH et de l'oxygène dissous. La mortalité des algues produit des matières organiques qui se comportent comme une véritable pollution.

Les métaux lourds, fortement associés aux matières en suspension, peuvent être présents localement en grandes quantités dans les sédiments dont la remise en suspension peut s'avérer très dangereuse.

La pollution bactériologique des eaux a toujours été une préoccupation essentielle des hygiénistes pour des raisons évidentes de protection de la santé publique. Les germes tests le plus souvent recherchés sont les coliformes totaux, les coliformes fécaux et les streptocoques fécaux.

1.5 La variation du flux de la pollution au cours d'un événement pluvieux

Les paramètres de la pollution agissent en même temps par leur concentration et par leur charge. En effet la variation au cours de la pluie de ces deux paramètres est très importante et elle présente essentiellement trois phases : (Kothandaraman, 1972)

- Une phase initiale sous les conditions de temps sec.
- Une seconde phase caractérisée par une augmentation du débit et des concentrations d'un certain nombre de paramètres `` effet de première chasse ``.
- Une troisième phase où les concentrations sont diluées par rapport aux conditions initiales en raison du débit élevé.

Kothandaraman (1972) a expliqué ce phénomène par un lavage des dépôts en surface et une remise en suspension des dépôts dans les conduites. D'autre part, Le

phénomène s'explique par un effet du ``premier lavage`` de l'atmosphère, c'est à dire des concentrations maxima de polluant dans les premières minutes de la pluie. Schématiquement le phénomène se présente par un déphasage entre le pollutogramme et l'hydrogramme et engendre une pointe de concentration précédant la pointe de débit. (Voir figure 1.1).

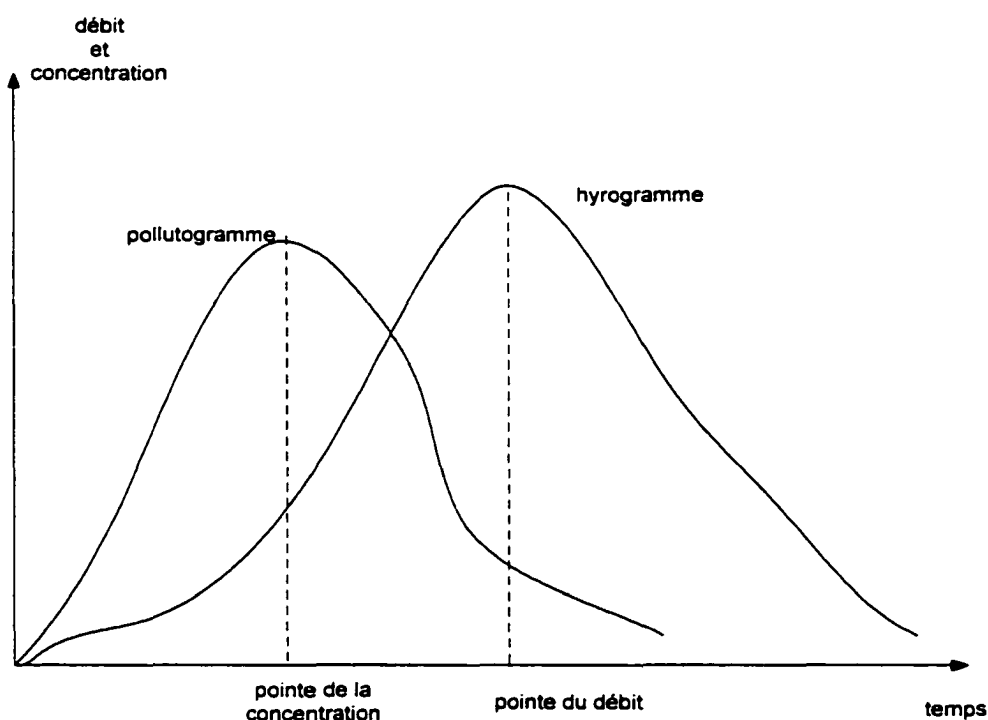


Figure 1.1 Schématisation de l'effet de la première chasse

Thornton et Saul (1987) ont défini le phénomène du premier flot comme étant le volume de ruissellement précédant le pic de la concentration des matières en suspension. L'inconvénient de cette définition c'est qu'elle se limite à une seule valeur du pollutogramme qui peut être erronée et qui ne reflète pas la répartition de la charge polluante dans le temps.

Selon la définition de l'U.S.E.P.A. (1993), le premier flot correspond à la fraction du volume de ruissellement présentant une concentration plus élevée que la

concentration moyenne mesurée en temps sec. En temps de pluie, on observe cependant, des concentrations qui dépassent celles mesurées en temps sec durant des longues périodes nécessitant ainsi l'interception des gros volumes de ruissellement.

Bennis et al. (2000) ont mis en évidence l'existence du phénomène de première chasse par l'analyse de l'écart par rapport à la bissectrice de la courbe de distribution de la charge polluante en fonction du volume de ruissellement (Figure 1.2). Selon cette approche, définie par Geiger (1987), l'auteur considère qu'il y a effectivement un premier flot, si à un instant donné, l'écart entre la courbe et la bissectrice dépasse 0.2.

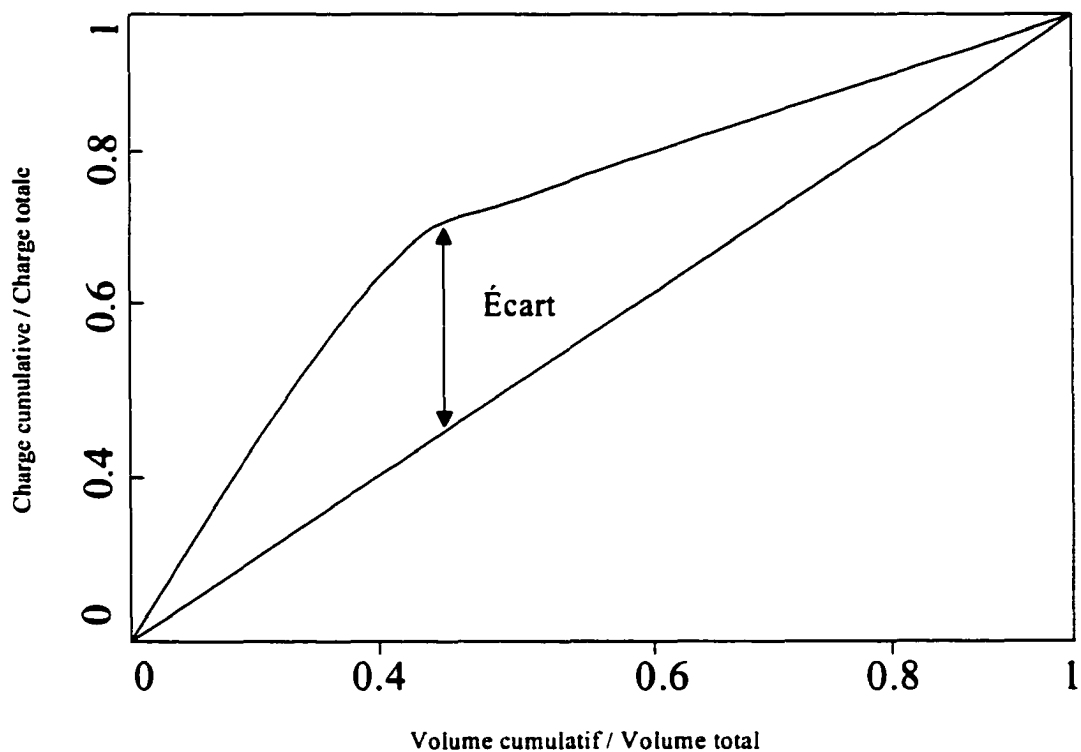


Figure 1.2 La distribution de la charge polluante en fonction du volume de ruissellement

1.6 Les modèles de qualité

Le phénomène de la qualité des eaux pluviales présente deux étapes principales. En premier lieu, on assiste à une accumulation des polluants sur la surface du bassin versant et dans les canalisations du réseau d'assainissement. En suite, en temps de pluie, la masse accumulée est lessivée par les eaux qui ruissellent sur la surface du bassin versant. Ainsi, les modèles de qualité qui ont été établis tentent de simuler le phénomène de la qualité selon deux étapes successives distinctes. En effet, les modèles d'accumulation déterminent la masse des polluants accumulés sur la surface du bassin. Cette masse servira comme entrée pour les modèles de lessivage pour estimer la masse entraînée par les eaux de ruissellement. Dans le présent paragraphe, nous exposons les principaux modèles de qualité pour chacune de deux étapes.

1.6.1 Première étape : accumulation des polluants

La variation de l'accumulation des polluants sur la surface d'un bassin versant est souvent supposée comme linéaire ou exponentielle. Sartor et Boyd (1972) ont observé une accumulation rapide des polluants pendant les deux premiers jours, suivie d'une évolution beaucoup plus lente. Alley et Smith (1981) ont proposé une équation d'accumulation qui conduit à une formulation exponentielle, soit :

$$\frac{dM_a}{dt} = ACCU - DISP.Ma \quad (2.1)$$

Où :

M_a : La masse de polluants accumulée jusqu'à l'instant t . (Kg);

t : Temps d'accumulation (jour);

$ACCU$: Le taux d'accumulation journalier (Kg/jour);

$DISP$: Le coefficient d'élimination des polluants accumulés à cause du balayage des rues, du vent, trafic... etc. (jour^{-1});

Ce modèle présente un accroissement rapide de la masse de polluants accumulée, suivie d'une évolution plus lente jusqu'à l'atteinte d'une valeur maximale généralement après une durée de dix jours (Sartor et Boyd, 1972). Cette valeur est sujette à plusieurs variations et dépend des caractéristiques du site et ses conditions climatiques.

D'un autre coté, Servat (1984) propose une formulation linéaire pour modéliser l'accumulation des polluants, soit :

$$Ma = \text{ACCU} \cdot \text{DTS} \quad (2.2)$$

Où :

Ma : Masse des polluants accumulée par unité de surface (Kg/ha);

DTS : Durée du temps sec (jour);

ACCU : le taux d'accumulation (Kg/ha/jour);

Cette formule se base essentiellement sur la détermination du taux d'accumulation journalier. La simplicité est son avantage principal. Cependant, elle ne présente pas une valeur limite maximale, en supposant que l'accumulation peut être infinie pour des durées de temps sec trop longues.

Huber et Dickinson (1988) ont considéré, en plus des deux modèles, linéaire et exponentiel, un modèle asymptotique de Michaelis-Menton qui s'écrit sous la forme suivante :

$$M_a = \frac{M_{a\max} t}{T_0 + t} \quad (2.3)$$

Où :

T_0 : le temps nécessaire pour l'accumulation de la moitié de la quantité maximale M_{\max} ;

Ma : la masse accumulée jusqu'à l'instant t;

Cette fonction présente une croissance linéaire au cours des premiers jours de l'épisode sec, pour tendre rapidement vers une asymptote.

Plusieurs approches sont donc proposées dans la littérature (modèle linéaire, asymptotique, exponentiel... etc.), mais les résultats expérimentaux ne permettent pas de favoriser définitivement l'un de ces modèles par rapport aux autres.

1.6.2 Deuxième étape : Lessivage des polluants

Trois classes principales de modèles ont été distinguées dans les travaux de recherches (Bertrand-Krajewski et al., 1993, Irish et al., 1998). Premièrement, les modèles déterministes (Zhan, W et al., 1987, Ranchet, J. et al., 1982, Bubenzer et al. 1971), malgré leur succès à simuler le phénomène de l'érosion en milieu rural, leur utilisation dans l'hydrologie urbaine demeure difficile. En deuxième lieu, les modèles statistiques et de régression (Driver et al., 1989, Gary et al., 1988, Irish et al., 1998) permettent de rattacher le flux de la pollution aux différents facteurs mis en jeu. L'avantage de ces modèles c'est qu'ils sont assez flexibles pour tenir compte de plusieurs facteurs de qualité. En revanche, ces modèles sont tributaires des sites où ils ont été développés.

L'approche la plus adoptée est celle des modèles de type empirique. Selon cette approche, le phénomène de lessivage, de nature assez complexe, a été modélisé par des formules globales et relativement simples.

Dans cette perspective, Servate (1984) a proposé une formule empirique qui fait appel à des paramètres pluviométriques et qui s'écrit comme suit :

$$M_e = K_s \cdot M_a^a \cdot I_{\max}^b \cdot V_r^c \quad (2.4)$$

Où :

M_e : la masse de polluants lessivée (Kg);

K_s : coefficient de lessivage;

M_a : la masse de polluant accumulée (Kg);

$I_{\max 5}$: intensité de pluie maximale sur une durée de 5 minutes (mm/h);

V_r : volume de ruissellement (m^3);

a, b et c: des paramètres du modèle;

Afin de tenir compte d'un maximum des facteurs pertinents pour l'estimation des quantités des polluants lessivées, le modèle de Servat (1984) se trouve dépendant de plusieurs paramètres. Ceci a affecté sa fiabilité et a rendu laborieuse l'étape de sa calibration.

Dans le même contexte, le modèle de Sartor et Boyd (1972) est probablement le plus populaire. Selon ce modèle, la charge de polluants lessivée est proportionnelle à la masse de polluants disponible au début du pas de temps, soit :

$$\frac{dP}{dt} = -krP \quad (2.5)$$

Où :

r = Intensité du ruissellement en mm/h;

P = Masse de polluants restante au temps t , en Kg;

k = Coefficient de lessivage en mm^{-1} ;

La masse totale lessivée est donc :

$$P_0 - P = P_0 (1 - e^{-krt}) \quad (2.6)$$

Où P_0 est la masse initiale de polluants;

Dans un contexte de contrôle intégré en temps réel, Party et Marino (1984) ont noté que ce modèle possède l'inconvénient de nécessiter la prévision de l'intensité de ruissellement. De plus, ce modèle requiert l'estimation du coefficient de lessivage ainsi que la charge initiale de polluants P_0 .

Comme alternative une nouvelle approche basée sur le concept de ``rating curve`` a été proposé (Huber et Dickinson, 1988). Selon cette approche les charges de polluants lessivés sont proportionnelles au débit, élevé à une certaine puissance, soit :

$$C(t) = a Q^b(t) \quad (2.7)$$

Où :

C : charge de pollution (g/s);

Q : débit de ruissellement (m^3/s);

a : coefficient de débit qui varie largement d'une étude à l'autre, selon les unités utilisées et l'ordre de grandeur des débits en jeu;

b : Dans le cas d'un polluant de nature particulière ce paramètre varie entre 1.5 et 3. Pour les polluants dissouts dans l'eau, il diminue jusqu'à atteindre des valeurs inférieures à 1;

Comparativement au modèle de Sartor et Boyd (1972), le modèle de ``rating curve`` révèle deux différences. Tout d'abord, le premier modèle suppose que la charge accumulée sur le bassin est limitée. Par conséquent, il fait intervenir dans sa formulation un terme supplémentaire ``P`` représentant la charge disponible sur la surface du bassin, ce qui lui donne une formulation exponentielle. La deuxième différence concerne la manière d'intégrer le ruissellement dans chacun des deux modèles. Dans le modèle (2.5), le ruissellement intervient comme une lame d'eau nette en mm/h, alors que dans le modèle (2.7), il intervient sous une forme, plus normalisée, de débit en m^3/s . De plus, le modèle de ``rating curve`` permet de relier les deux aspects quantitatif et qualitatif de ruissellement urbain, moyennant une expression simple, qui fait intervenir des paramètres accessibles en temps réel.

CHAPITRE 2

LA GESTION EN TEMPS RÉEL DES RÉSEAUX D'ASSAINISSEMENT ET LA MESURE DU FLUX DE POLLUTION

2.1 Introduction

Nous vivons depuis quelques années de grandes mutations dans notre environnement. Ces mutations résultent de l'évolution technologique et les principaux facteurs socio-économiques. Les municipalités cherchent dès à présent à optimiser leurs interventions sur les systèmes dont ils ont la gestion. Pour atteindre cet objectif, les gestionnaires songent de plus en plus à opter pour l'utilisation des équipements informatiques et électroniques dans les réseaux d'assainissement, tout en respectant un certain équilibre financier entre les besoins et les ressources. Ainsi, la gestion des réseaux d'assainissement dans certaines municipalités tend à être automatisée. Par cette automatisation, les gestionnaires cherchent à contrôler en temps réel l'évolution de l'écoulement et du flux de la pollution pour intervenir en cas de crise.

La mise en place d'un tel système impose l'acquisition de deux éléments essentiels. Premièrement, la gestion en temps réel n'est possible que si le gestionnaire dispose d'autres alternatives de gestion. Ces alternatives peuvent être sous la forme de maillages, de délestages, de stockages dans le réseau... etc. La gestion dynamique et la gestion statique d'un réseau d'assainissement doivent se compléter. Deuxièmement, il est essentiel que le gestionnaire dispose d'un certain délai de réponse, en temps réel, pour prendre sa décision. Le délai de réponse dans un système automatisé est un paramètre essentiel pour évaluer sa performance. Par ailleurs, la connaissance exacte du comportement hydraulique d'un réseau d'assainissement est une condition nécessaire pour la mise en place d'un système automatisé.

2.2 Objectifs de la gestion en temps réel

L'objectif essentiel de la gestion en temps réel consiste à savoir réagir en situation de crise, en privilégiant la rapidité, la cohérence et la pertinence de la décision, davantage que sa précision (Chocat, 1997). Cet objectif doit être atteint aussi bien en temps sec qu'en temps de pluie. Cependant, les performances de l'approche sont mieux appréciées en temps de pluie où se concentrent la plupart des problèmes pendant un intervalle de temps relativement court. Ainsi, l'objectif principal de l'approche se décompose en deux objectifs secondaires. En effet, par la gestion en temps réel des systèmes d'assainissement les gestionnaires cherchent à collecter et évacuer, d'une part, les eaux usées domestiques et/ou industrielles afin d'éviter tout problème de santé et d'autre part, les eaux pluviales drainées par l'urbanisation et les chaussées, sans débordements locaux (Valiron, 1989).

Dans un contexte de gestion statique des réseaux d'assainissement, les objectifs sont considérés atteints au moment de la conception du réseau. En effet, selon cette approche, la mise en place de certains ouvrages hydrauliques est suffisante pour réaliser les objectifs arrêtés. Cependant, il s'est avéré que 50% des causes d'inondation sont dues à des mauvais fonctionnements hydrauliques du réseau, indépendants des insuffisances de conception ou de dimensionnement (Valiron, 1989). Les réseaux d'assainissement ne sont pas donc exploités en fonction des objectifs pour lesquels ils ont été conçus. Cette constatation met en lumière la pertinence du rôle que peut jouer la gestion en temps réel pour l'optimisation du fonctionnement hydraulique des réseaux d'assainissement et ceci par une gestion coordonnée de plusieurs ouvrages locaux interagissant les uns sur les autres. L'existence d'un système de gestion statique n'élimine pas l'idée de l'installation d'un système de gestion dynamique, en temps réel. Ils se valorisent l'un l'autre.

2.3 Les fonctions d'un outil de gestion en temps réel

Un système de gestion en temps réel doit produire et traiter l'information dans les plus brefs délais, tout en réalisant les objectifs fixés en terme de quantité et de qualité des eaux de ruissellement. L'approche s'articule autour de trois éléments essentiels : *connaître*, *décider* et *agir* (Figure 2.1). Les modèles de prévision, de la pluie, des débits ainsi que du flux de pollution, sont à la base d'une telle approche. En effet, la connaissance à l'avance d'un événement pluvieux est une condition nécessaire pour sa gestion. Par ailleurs, au cours de l'événement, les résultats de ces calculs de prévision sont comparés à des mesures prises à chaque pas de temps.

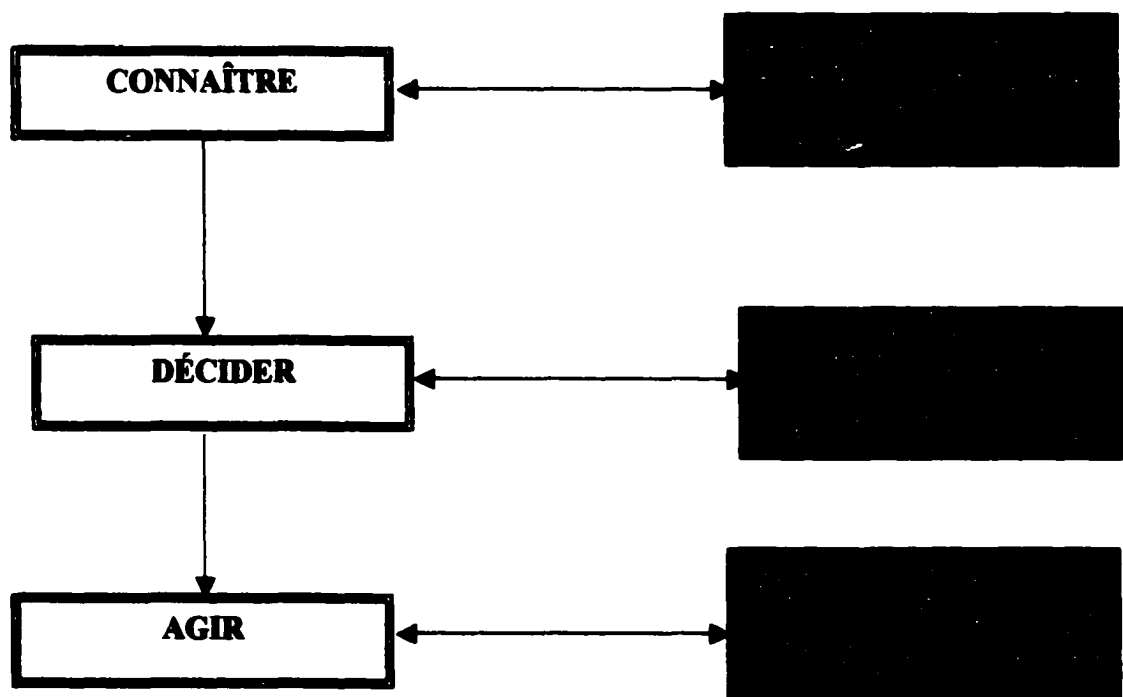


Figure 2.1 Schéma du traitement de l'information pour les systèmes de gestion en temps réel (Frérot, 1987)

Les outils de visualisation, présents dans chacune des étapes du processus, facilitent le traitement des informations. Ainsi le gestionnaire peut accéder, en temps

réel, aux mesures enregistrées, consulter les prévisions établies et comparer les résultats de calculs et des simulations. Les prévisions des différents paramètres de ruissellement sont à l'origine des stratégies élaborées par le gestionnaire. La nécessité de prendre la décision dans les brefs délais impose une limitation du temps de calcul et l'utilisation d'un modèle de simulation simplifié. Souvent, le gestionnaire dispose de deux modèles, un modèle simplifié qui détermine les stratégies d'exploitation et un modèle précis rattaché au modèle de référence qui est utilisé à quelques reprises pour valider les stratégies proposées.

2.4 Les niveaux de gestion en temps réel

L'opérateur et les systèmes automatiques sont les deux éléments de base dans un processus de gestion en temps réel. Chocat (1997) a défini quatre niveaux de gestion. L'importance respective des rôles joués par l'opérateur et le système automatique fait la différence entre un niveau et un autre.

2.4.1 Le contrôle par opérateur

A ce niveau de gestion, l'opérateur reçoit les données en temps réel, les traite et prend la décision nécessaire (Figure 2.2). Il est responsable de la stratégie adoptée. Bien que les décisions prises soient tributaires de la précision des mesures, c'est leur cohérence qui est importante pour atteindre les objectifs fixés.

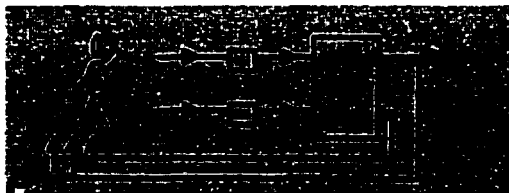


Figure 2.2 Le contrôle par opérateur (Hartong, 1994)

2.4.2 La supervision d'automatismes locaux

Le gestionnaire est chargé, dans ce cas, de surveiller le fonctionnement de l'ensemble des dispositifs (Figure 2.3). Il se partage la tâche de gestion avec le système automatique. Il garde cependant le pouvoir d'intervenir pour modifier la stratégie de gestion en cas de crise.

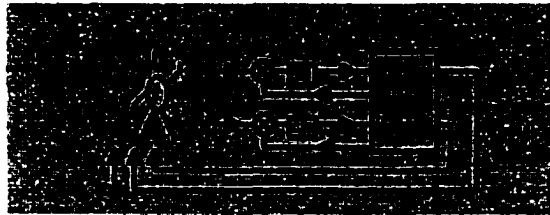


Figure 2.3 La surveillance d'automatismes locaux (Hartong, 1994)

2.4.3 La supervision avec aide à la gestion

Bien que le poids des systèmes automatiques soit assez important, à ce niveau de gestion, la décision finale reste tributaire du gestionnaire. En effet, ce-dernier fait appel à un outil d'aide à la décision qui peut être soit intégré dans le système automatique (Figure 2.4a) soit indépendant de ce-dernier et qui fournit les directives de gestion à l'opérateur en parallèle (Figure 2.4b).



Figure 2.4a L'utilisation en parallèle d'un outil d'aide à la décision (Hartong, 1994)



Figure 2.4b Supervision avec aide intégrée (Hartong, 1994)

2.4.4 Le tout-automatique

Dans ce cas, le poids du système de gestion l'emporte nettement sur celui de l'opérateur. Avec l'absence totale du gestionnaire, le système détecte les situations exceptionnelles, estime leur gravité et propose les solutions nécessaires (Figure 2.5). Pour cette fin, le système automatique fait appel à des situations historiques et à des simulations prédictives pour optimiser les interventions.

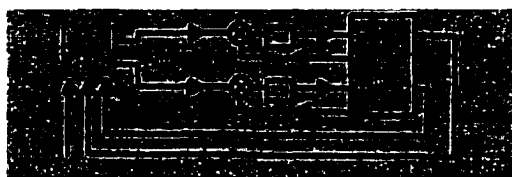


Figure 2.5 Le contrôle automatique en temps réel des réseaux d'assainissement (Hartong, 1994)

2.5 La mesure de la pollution des eaux de ruissellement en milieu urbain

Un des problèmes le plus délicat à résoudre, en hydrologie urbaine, est celui de la mesure proprement dite. L'aspect aléatoire et souvent violent des crues en réseau d'assainissement, impose l'utilisation des dispositifs automatiques pour l'acquisition des données. D'autre part, et afin d'avoir des mesures représentatives, les sites de mesures doivent aussi satisfaire certains critères. Dans la littérature, il n'existe pas des règles standards, qui fixent le choix du site de mesures. Des critères éliminatoires ont

été cependant proposés. Ces critères se résument généralement comme suit : (Philippe et Jean, 1987)

- Le bassin versant doit présenter un taux d'imperméabilisation moyen supérieur à 20% pour être qualifié d'urbain.
- Toute présence de bassin de retenue ou de poste de relevage est exclue, pour éviter la déformation de la réponse du bassin versant (en hydrogramme et en pollutogramme).
- Pas de sous bassin dont l'urbanisation serait non homogène (condition permettant d'avoir une bonne connaissance de la typologie du bassin).
- Les caractéristiques hydrauliques du réseau doivent permettre la réalisation des mesures du débit (la mise en charge du collecteur est exclue au droit du poste de mesures, absence d'influence d'aval...).
- Pas de méconnaissance de l'écoulement de temps sec, en particulier si les eaux usées sont abondantes. Puisque, les mesures, en temps sec, déterminent les charges polluantes qu'on doit soustraire de la charge totale mesurée en temps de pluie.

Les mesures en hydrologie urbaine concerne essentiellement trois paramètres, à savoir la précipitation, le débit et le flux de pollution. Compte tenu des objectifs du présent travail, nous nous intéressons, dans ce paragraphe, à la mesure des paramètres de qualité dans les eaux de ruissellement urbain.

2.5.1 Les paramètres à mesurer

En milieu urbain, les paramètres caractérisant la pollution véhiculée par les eaux de ruissellement sont nombreux. Aux états unis, l'EPA a proposé une liste qui comprend plus de cent paramètres. En temps réel, ces paramètres sont déterminés soit par mesure directe soit par inférence statistique en faisant appel à des modèles auxiliaires. En effet, puisque certains paramètres ne sont pas mesurables en temps réel, des modèles statistique ont été établis (Draper et Smith, 1981) afin d'établir des relations fonctionnelles entre les paramètres fondamentaux de la pollution urbaine, tel que le DBO, MES, DCO... etc, et les paramètres mesurables en temps réel, tel que la conductivité, la turbidité, le pH...etc.

Bertrand-Krajewski et al., (2000) ont classé ces paramètres selon leur impact sur le milieu récepteur :

- paramètres relatifs à la pollution particulaire : MES, MST;
- paramètres relatifs à la pollution organiques : DCO, DBO, CTO, CDO;
- paramètres relatifs à l'eutrophisation des eaux : composés phosphorés et azotés;
- paramètres liés à des effets toxiques : métaux lourds, sulfures, cyanures, hydrocarbures... etc;
- polluants bioaccumulables : métaux lourds, pesticides...etc.;
- paramètres de contamination bactérienne : coliformes totaux et coliformes fécaux... etc.

Actuellement au Québec, les coliformes fécaux sont considérés comme le paramètres le plus dommageable aux usages récréatifs (Boulay et al., 1999). Il convient également de considérer un certain nombre de paramètres tels que, la concentration en oxygène dissout, la température, la conductivité, le pH, la couleur... etc.

Le choix de paramètres à mesurer dépend des objectifs de l'étude et de la nature de l'effluent étudié. Comme exemple, la granulométrie, la masse volumique et la vitesse de chute sont des paramètres clés dans le cas des études qui visent le dimensionnement des ouvrages de traitement. Toutefois, la limitation budgétaire est le critère le plus important qui détermine définitivement le nombre de paramètres à mesurer parmi ceux qui ont été sélectionnés.

2.5.2 Les différents types d'échantillons

Les échantillons prélevés durant les campagnes de mesures présentent trois types différents, à savoir continu, simple et composé. L'échantillon continu est obtenu en dérivant à chaque pas de temps le même pourcentage de l'écoulement total. Ainsi, l'échantillon prélevé se révèle assez représentatif du flux de pollution réel véhiculé par les eaux de ruissellement. Cependant, à cause du caractère aléatoire des phénomènes hydrologiques, il est difficile de prélever le même pourcentage de débit total. De plus, la fiabilité de l'approche se trouve réduite à cause de nombreux polluants qui sont répartis d'une manière hétérogène à travers la section de mesure.

Par ailleurs, l'échantillon simple consiste à prélever instantanément un volume d'eau unique. Cette méthode d'échantillonnage est utilisée, généralement avec des eaux à composition homogène, pour suivre la variabilité temporelle ou spatiale des concentrations dans une section de mesure.

Finalement, l'échantillon composé correspond à un mélange d'un certain nombre d'échantillons simples, prélevés à des instants différents et regroupés dans le même flacon. L'avantage de cette approche c'est qu'elle permet de déterminer la concentration moyenne d'un effluent sur des intervalles de temps allant de plusieurs minutes à plusieurs heures ou jours. Le regroupement des échantillons simples doit se faire en tenant compte des débits véhiculés, pour améliorer la représentativité de l'échantillon composé.

2.5.3 Les techniques d'échantillonnage

Le prélèvement des échantillons se fait selon deux méthodes, manuel et automatique. Le prélèvement manuel, dont la qualité est fortement tributaire du caractère humain, est le plus simple à réaliser, notamment dans le cas d'un nombre limité d'échantillons. Cependant, cette approche de prélèvement s'avère inapplicable dans les réseaux d'assainissement en temps de pluie à cause d'une part du caractère aléatoire des événements hydrologiques et d'autre part en raison des mesures de sécurité interdisant l'accès à l'intérieur du réseau. Ainsi, le prélèvement automatique s'impose.

Les préleveurs automatiques sont de plus en plus utilisés dans les campagnes d'échantillonnage. Ils présentent plusieurs avantages principalement sur le plan économique et technique. Leur composition de plusieurs sous-systèmes, tel qu'illustré par la figure 2.6, a réduit leur fiabilité et leur adaptabilité (Bertrand-Krajewski et al., 2000).

Les préleveurs automatiques présentent deux classes, les préleveurs à prélèvement direct et les préleveurs à prélèvement indirect. Dans le premier cas, les échantillons prélevés sont stockés directement dans un flacon. Le prélèvement dans ce cas peut être fait par pompage, aspiration, relevage mécanique ou refoulement. La représentativité de l'échantillon constitue un handicap majeur de cette méthode de prélèvement notamment dans le cas des MES où on assiste à une ségrégation à travers la section de mesure.

Par ailleurs, le prélèvement indirect pallie ce problème d'homogénéité en réalisant la collecte par deux circuits distincts. Le premier circuit, alimenté continuellement par une pompe dans des bacs à débordement, servira pour alimenter le deuxième circuit. Un dispositif d'homogénéisation doit, cependant, être prévu dans les bacs du premier circuit pour éviter les problèmes de sédimentation. L'inconvénient

principal de cette approche réside dans la modification des conditions d'écoulement à cause de l'existence de la pompe, alimentant le circuit primaire.

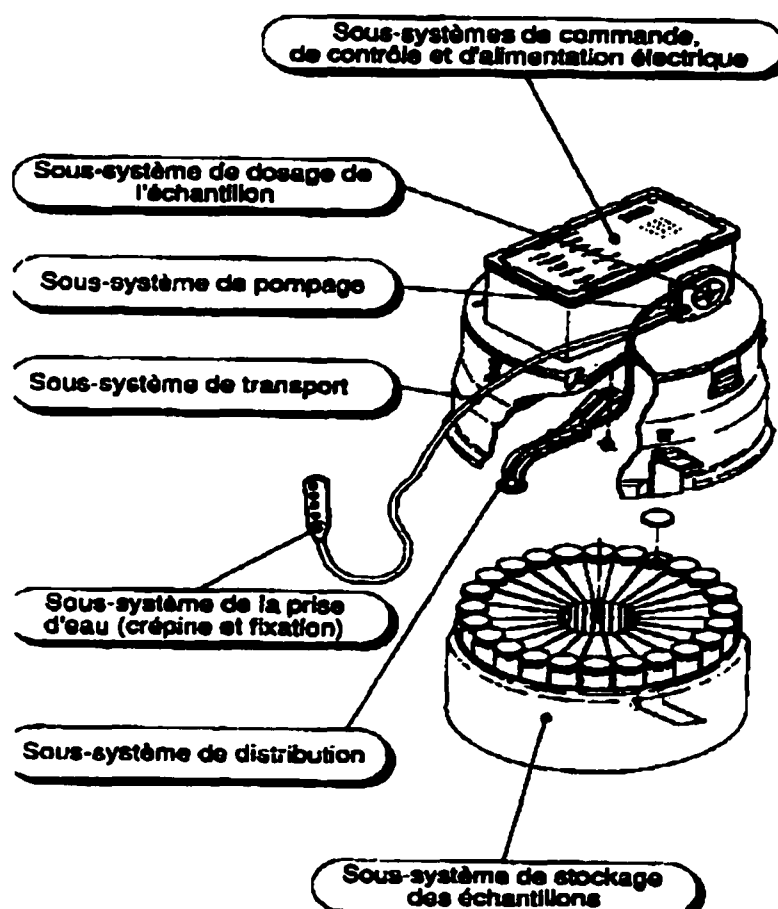


Figure 2.6 Ensemble des sous-systèmes d'un préleveur automatique
(De Heer, 1992)

CHAPITRE 3

UNE MÉTHODOLOGIE POUR LA PRÉVISION DU FLUX DE POLLUTION EN MILIEU URBAIN

3.1 Introduction

L'évolution de la qualité des eaux pluviales a été analysée, depuis longtemps, selon trois phases essentielles (Kothandaraman, 1972). La première est une phase de temps sec où la charge de différents polluants s'accumule sur la surface du bassin et dans les conduites de son réseau. La deuxième phase, communément appelée la première chasse, est caractérisée par une augmentation du débit et des concentrations d'un certain nombre de paramètres de qualité. En fait, durant cette phase on assiste à un lessivage de la charge de polluant accumulée sur la surface du bassin et de la remise en suspension des solides déposés dans les conduites de son réseau. Finalement, les concentrations des eaux de ruissellement vont diminuer soit par effet de dilution ou suite à l'épuisement de la charge accumulée.

Cette réflexion a mis en lumière dès à présent la pertinence d'intercepter le maximum de la charge véhiculée par les eaux de ruissellement. Compte tenu des contraintes physiques et économiques, l'idée d'acheminer la totalité du volume des eaux unitaires en temps de pluie à la station d'épuration se trouve irréalisable. En fait, cette dernière est généralement conçue pour traiter de 2 à 10 fois le débit du temps sec alors que le ruissellement pluvial peut atteindre 100 fois ce débit (Bennis et al., 2001). Il devient donc pertinent de réduire la pollution du milieu récepteur en ne traitant que le volume de ruissellement le plus pollué (Chocat, 1997). Idéalement, il s'agit de maîtriser le fonctionnement hydraulique du réseau d'assainissement ainsi que l'ensemble des ouvrages qui lui sont associés afin de protéger les endroits les plus sensibles à la pollution. Pour cette fin, plusieurs municipalités ont exprimé un besoin urgent d'un système automatique permettant une gestion dynamique de l'ensemble des ouvrages hydrauliques d'un bassin. Toutefois, un tel système de gestion en temps réel requiert la

prévision à court terme de la qualité de l'eau en provenance des bassins de drainage. Ainsi, l'objectif du présent travail, est de développer une méthodologie de prévision de la qualité des eaux de ruissellement en milieu urbain. La méthodologie préconisée repose sur deux éléments essentiels, à savoir, le modèle de ``rating curve`` et le filtre de Kalman. Dans un premier temps, une analyse des différents modèles de la qualité des eaux de ruissellement a été élaborée. Par la suite, la méthodologie recommandée a été exposée, tout en mettant en relief la nouvelle formulation du modèle de ``rating curve``. Finalement, une application sur le secteur I de la ville de Verdun (Québec) a permis de mettre en œuvre la méthodologie proposée.

3.2 Les modèles de la qualité des eaux de ruissellement

La qualité des eaux pluviales dépend de plusieurs facteurs classés sous deux catégories différentes. La première catégorie comprend les facteurs reliés à la période du temps sec précédent l'événement pluvieux tels que sa durée, les caractéristiques de l'événement pluvieux précédent, les différents usages, la fréquence et l'efficacité de lavage des rues. La deuxième catégorie concerne les facteurs reliés à l'événement pluvieux étudié comme l'intensité de la pluie, sa durée, le débit maximal ainsi que le volume total des eaux de ruissellement (Irish et al. 1998). Cette diversité des facteurs régissant la qualité des eaux de ruissellement pluviales fait la délicatesse de la modélisation du phénomène et ceci, autant au niveau de la complexité des phénomènes mis en jeu et de l'état des connaissances que la disponibilité ou l'existence de données expérimentales spécifiques et fiables (Zug et al. 1999). Trois classes principales de modèles ont été élaborées dans les travaux de recherches (Bertrand-Krajewski et al. 1993, Irish et al. 1998). Premièrement, les modèles déterministes (Zhan, W et al. 1987, Ranchet J. et al. 1982, Bubenzer et al. 1971); malgré leur succès à simuler le phénomène de l'érosion en milieu rural, leur utilisation dans l'hydrologie urbaine demeure difficile.

En deuxième lieu, les modèles statistiques et de régression (Driver et al. 1989, Gary et al. 1988, Irish et al. 1998) permettent de rattacher le flux de la pollution aux

différents facteurs météorologiques et hydrologiques. La validité de ces modèles reste souvent tributaire des sites où ils ont été développés. Finalement, le phénomène de lessivage, de nature assez complexe, a été approché par des modèles conceptuels relativement simples (Jewell et al., 1978, Henderson et al., 1987, Moys et al., 1988). Dans cette perspective, les modèles de prévision de la qualité des eaux pluviales procèdent selon deux phases : accumulation et lessivage. La charge maximale accumulée sur le bassin pendant la période du temps sec est déterminée par un premier groupe de modèles. Cette charge servira comme entrée à un deuxième groupe de lessivage des polluants.

Comme alternative, une nouvelle approche basée sur le concept de ``rating curve`` a été proposée (Huber et Dickinson, 1988). Selon cette approche les charges de polluants lessivées sont proportionnelles au débit, élevé à une certaine puissance, soit :

$$C(t) = a Q^b(t) \quad (3.1)$$

Où :

C : charge de pollution (g/s);

Q : débit de ruissellement (m³/s);

a : coefficient de débit qui varie largement d'une étude à une autre, selon les unités utilisées et l'ordre de grandeur des débits en jeu;

b : Dans le cas d'un polluant de nature particulière ce paramètre varie entre 1.5 et 3. Pour les polluants dissous dans l'eau, il diminue jusqu'à atteindre des valeurs inférieures à 1;

Le modèle de ``rating curve`` présente certaines caractéristiques essentielles. Tout d'abord, la formule du modèle est indépendante de la phase d'accumulation et la charge accumulée sur le bassin est supposée illimitée. La deuxième caractéristique concerne la manière d'intégrer le ruissellement dans le modèle sous une forme normalisée, de débit en m³/s, permettant au modèle de ``rating curve`` de relier les deux aspects quantitatif et qualitatif de ruissellement urbain par une expression simple, qui

fait intervenir des paramètres accessibles en temps réel. Ce sont ces raisons qui ont motivé le choix de ce modèle pour la prévision en temps réel.

3.3 Méthodologie et développement théorique

Malgré les avantages qu'il présente, le modèle de ``rating curve``, dans sa formulation actuelle, ne permet pas de tenir compte du déphasage éventuel (positif ou négatif) entre les pointes des hydrogrammes et pollutogrammes, qu'on observe couramment en pratique. Dans le cas où le pollutogramme précéderait l'hydrogramme, on peut suspecter à priori l'existence d'un phénomène de première chasse. Toutefois, pour confirmer ce fait plusieurs définitions ont été proposées dans la littérature (Thornton et Saul, 1987, U.S. E.P.A., 1993, Geiger, 1987). Pour d'autres bassins c'est le phénomène inverse à la première chasse qui se produit. La pointe du pollutogramme succède à celle de l'hydrogramme. Il est aussi courant d'observer les deux cas de figures dans le même bassin au cours de deux événements pluviométriques différents. En tout état de cause, notre but est de proposer une formulation flexible qui s'adapte à tous les cas de figure qui peuvent se présenter et qui peut évoluer en temps réel.

Nous proposons ainsi de modifier le modèle de ``rating curve`` par l'introduction d'un terme de déphasage ``d`` :

$$C(t) = a Q^b (t + d \Delta t) \quad (3.2)$$

Où :

Δt : pas du temps;

t : instant de la prévision;

d : terme de déphasage (Positif, négatif ou nul);

Afin d'identifier ce paramètre de déphasage en temps réel, une fenêtre mobile a été programmée pour se déplacer sur les deux vecteurs d'observation de débits et de charges (Figure 3.1). Théoriquement, ce déphasage réalise le maximum de la fonction de

corrélation croisée entre les deux vecteurs charge et débit, observés en temps réel. Trois cas peuvent donc se présenter. Premièrement, si la montée du pollutogramme est prématurée par rapport à celle de l'hydrogramme, le déphasage est positif. Dans ce cas et dans un contexte de gestion en temps réel, les charges sont déterminées selon l'équation (3.2) en faisant appel à un modèle de prévision de débits (Bennis et Assabbane, 2000). Dans cette étude, les débits mesurés sont considérés comme débits prévus. Si le pollutogramme précède l'hydrogramme, le déphasage d est négatif et les charges sont rattachées au débit mesuré avant d fois le pas du temps. Finalement, dans le cas d'un synchronisme parfait entre les deux courbes, le paramètre d est égal à zéro et les charges sont prévues à partir des débits mesurés à l'instant même de la prévision. Ainsi, le modèle est a priori assez flexible et adapté aux différentes situations possibles.

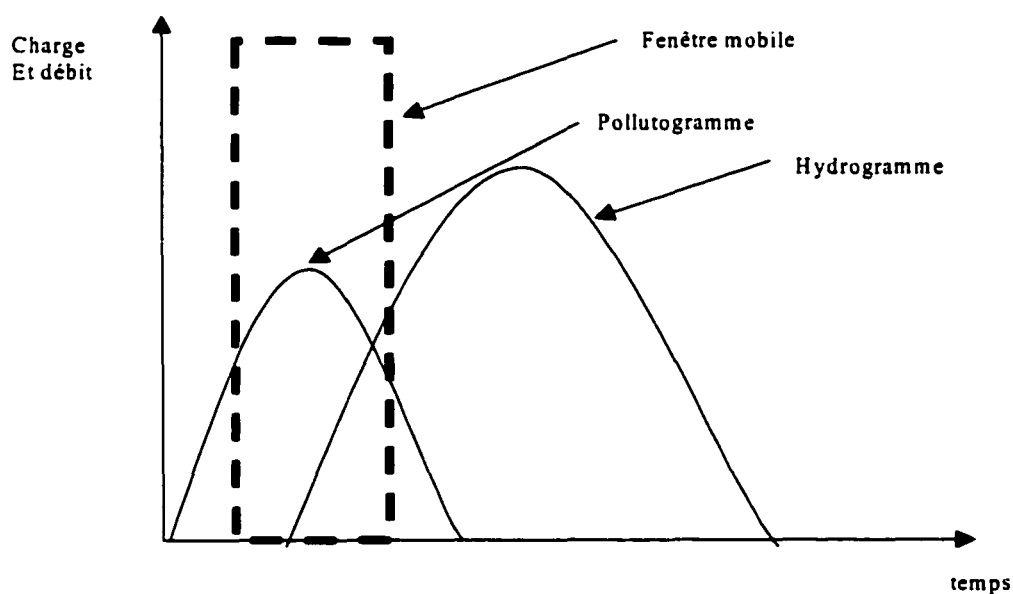


Figure 3.1 Une fenêtre mobile se déplaçant avec les deux vecteurs d'observation

3.4 Rattachement du modèle de *rating curve* au filtre de Kalman

La méthodologie préconisée dans cette étude se base sur deux éléments essentiels, à savoir le modèle de *rating curve* exposé précédemment et le filtre de

Kalman. Afin de le rendre dynamique, le modèle de ``rating curve`` sera modifié et rattaché au filtre de kalman. Les paramètres de ce modèle seront mis à jours à chaque pas du temps pour optimiser les prévisions et rendre plus efficace la gestion en temps réel.

Le filtre de Kalman fait appel à deux équations soit, une première équation d'état (3.3) et une deuxième équation de mesure (3.4).

$$A_{t+1} = \Phi_t A_t + W_t \quad (3.3)$$

$$Z_t = H_t A_t + V_t \quad (3.4)$$

Où ;

A_t est le vecteur d'état évalué à l'instant t .

Φ_t est la matrice de transition entre l'instant ``t`` et l'instant ``t+1``. Cette matrice est considérée égale à l'identité.

H_t est la matrice de mesure.

W_t est le vecteur représentant le bruit de modélisation, sa moyenne est \bar{W}

V_t est le vecteur représentant le bruit de mesure, sa moyenne est \bar{V}

Le rattachement du modèle de ``rating curve`` au filtre de Kalman passe par plusieurs étapes. Tout d'abord, le modèle (3.2) a été linéarisé par la transformation logarithmique suivante :

$$\text{Log}(C(t)) = \log(a) + b \log(Q(t + d \cdot \Delta t)) \quad (3.5)$$

Par identification, l'équation (3.5) peut être écrite de la manière suivante :

$$Y = A X + B \quad (3.6)$$

Où : $Y = \text{Log}(C(t))$

$X = \log(Q(t + d \cdot \Delta t))$

A et B : deux paramètres de modèle.

Sous une forme matricielle, le modèle de ``rating curve`` linéarisé s'écrit selon l'équation suivante :

$$Y_t = H_t \cdot A_t \quad (3.7)$$

Où : $Y_t = Y$

$$A_t = \begin{bmatrix} A \\ B \end{bmatrix}$$

$$H_t = [X \quad 1]$$

En substituant Y_t au vecteur d'observation Z_t de l'équation (3.4) et en considérant les bruits de mesures et de modélisation, le filtre de Kalman s'applique ainsi au modèle de ``rating curve``, écrit sous sa forme matricielle. Par conséquent, les deux équations de modèle et de mesure s'écrivent de la manière suivante :

$$A_{t+1} = A_t + W_t \quad (3.8)$$

$$Y_t = H_t \cdot A_t + V_t \quad (3.9)$$

Les paramètres du modèle de ``rating curve`` ont été identifiés à l'aide de l'algorithme de filtre de Kalman en fonction des erreurs de prévision constatées à chaque pas du temps (Bennis et Bruneau, 1993).

3.5 Critères de performance

Afin d'apprécier l'apport de la nouvelle formulation dynamique du modèle de ``rating curve`` incluant le terme de déphasage, les résultats des simulations ont été comparés à ceux trouvés par le modèle statique classique. Selon les équations (3.5) et (3.6), les paramètres de ce modèle ont été estimés à partir d'une droite de régression linéaire entre le logarithme de la charge et le logarithme de débit, sans tenir compte du terme de déphasage.

L'évaluation de la concordance entre les charges mesurées et les charges simulées a été faite moyennant les trois paramètres suivants :

$$1- \text{ le coefficient de Nash} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (C_{\text{mesurée}} - C_{\text{simulée}})^2}{\sum_{i=1}^N (C_{\text{mesurée}} - C_{\text{moyenne}})^2} \quad (3.10)$$

Le rapprochement de ce coefficient de l'unité est une indication de la performance du modèle de simulation.

2- Le rapport entre les charges de pointe simulées et mesurées

$$RD = \frac{C_{\text{simulée}}^{\max}}{C_{\text{mesurée}}^{\max}} \quad (3.11)$$

Le rapprochement de ce rapport à l'unité est une indication de la performance du modèle de simulation.

3- Le synchronisme des charges de pointe: $\Delta t = (\pm)$ écart entre l'occurrence de charge de pointe mesurée et simulée.

$\Delta t = 0$ indique un synchronisme parfait.

Afin d'évaluer l'apport du modèle dynamique par rapport au modèle statique, on utilise un coefficient de performance ``p`` défini comme suit :

$$p = \frac{Nash_{\text{Dynamique}} - Nash_{\text{Statique}}}{1 - Nash_{\text{statique}}} \quad (3.12)$$

Où $Nash_{\text{Dynamique}}$ et $Nash_{\text{statique}}$ sont respectivement les coefficients de Nash des modèles dynamique et statique. Ce critère exprime la variance totale non expliquée par le modèle statique soit l'amélioration apportée par le modèle dynamique.

3.6 Application et résultats

Le bassin problématique qui a fait l'objet du présent travail est celui du secteur I de la ville de Verdun. Le réseau d'assainissement du secteur I de la ville de Verdun (Voir figure 3.2) est constitué en grande partie de conduites de forme ovoïdale (600x900) et installées suivant de faibles pentes et incapable d'acheminer un débit de 1/5 ans sans refoulements. (Bennis, 1999).

Face à cette problématique, la ville de Verdun a opté pour une approche qui consiste à concevoir, développer, et mettre au point, les équipements et les logiciels nécessaires pour effectuer le contrôle du comportement hydraulique, environnemental et de l'intégrité structurale de son réseau d'égout.

Toutes les eaux drainées par le réseau d'assainissement sont acheminées vers la station de pompage Rhéaume. La capacité maximale de cette station est de 5.66 m³/s. Située dans la région nord-est de l'île, cette station permet de pomper les eaux usées et pluviales, en temps de pluie, vers le fleuve Saint Laurent via un émissaire pluvial. Les débits sont mesurés au niveau de cette station par un appareil de type hauteur vitesse. Le débit mesuré au niveau de la station de pompage de Rhéaume présente la résultante de toutes les eaux pluviales, sanitaires, industrielles et d'infiltration du secteur I.

Les mesures des débits et des concentrations de polluants, prises à l'exutoire du bassin versant du secteur I ont servi à la mise en œuvre de la méthodologie proposée ici. Le paramètre de caractérisation des eaux de ruissellement considéré dans ce travail est les matières en suspension (MES). Il a été prouvé dans plusieurs études (Gupta et Saul, 1996, Hogland et al., 1984) que ce paramètre est assez représentatif de la qualité des eaux, vu l'ensemble des polluants qui lui sont associés par des processus d'adsorption/absorption.

Trois événements pluvieux ont été enregistrés à l'exutoire du bassin considéré, soit l'événement du 30 septembre 1999, 13 octobre 1999 et 12 septembre 2000. Tel qu'illustré par les figures 3.3 et 3.4 la pointe de pollutogramme a précédé celle de l'hydrogramme pour les deux premiers événements, alors que la figure 3.5 montre un synchronisme entre les deux courbes du troisième événement. Par conséquent, on peut suspecter à priori la présence d'un phénomène de première chasse, pour les deux premiers événements qui ont présenté des intensités maximales et des lames cumulatives similaires. Les figures 3.6, 3.7 et 3.8 résument les résultats des simulations en temps réel. L'ensemble des critères des performances est résumé dans le Tableau II.

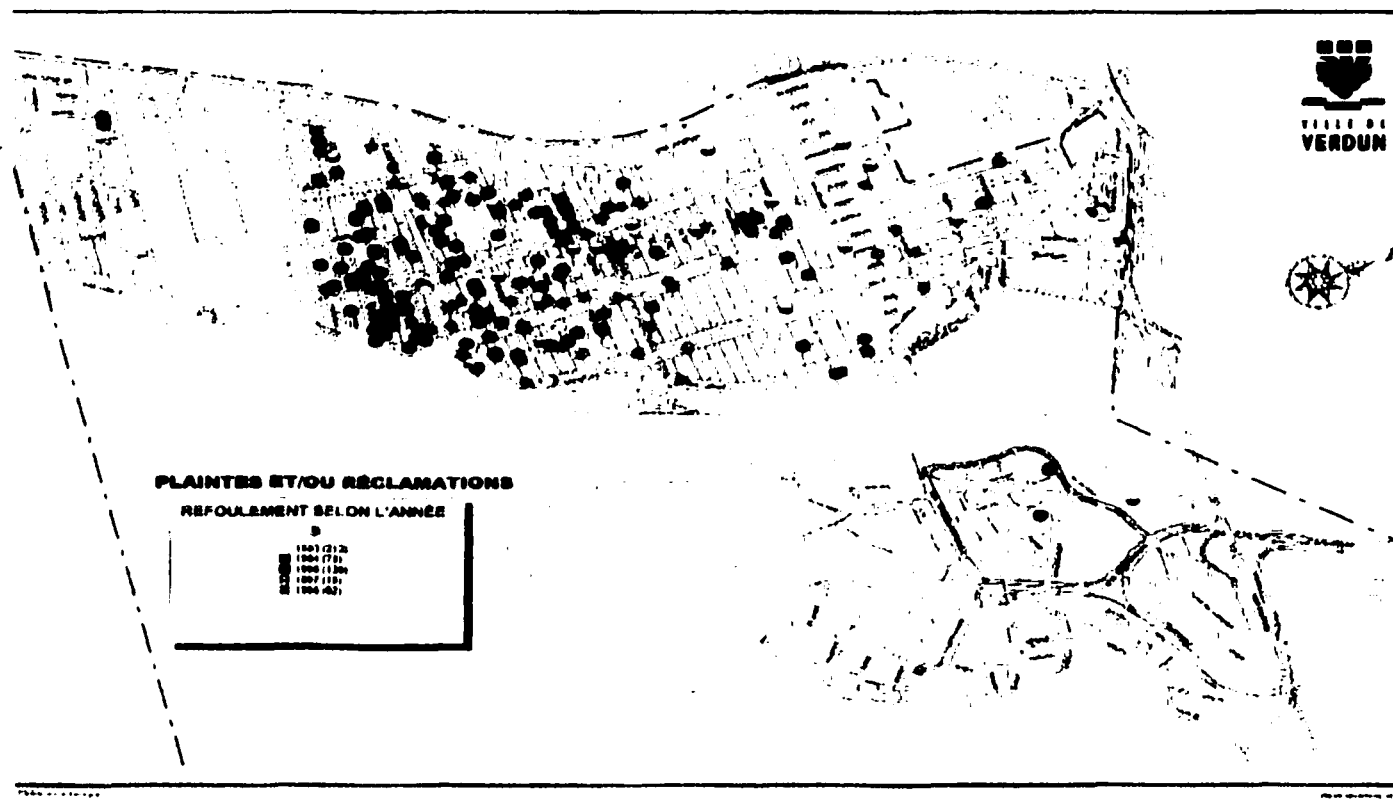


Figure 3.2 Statistiques des refolements dans le secteur I de la ville Verdun (Québec)

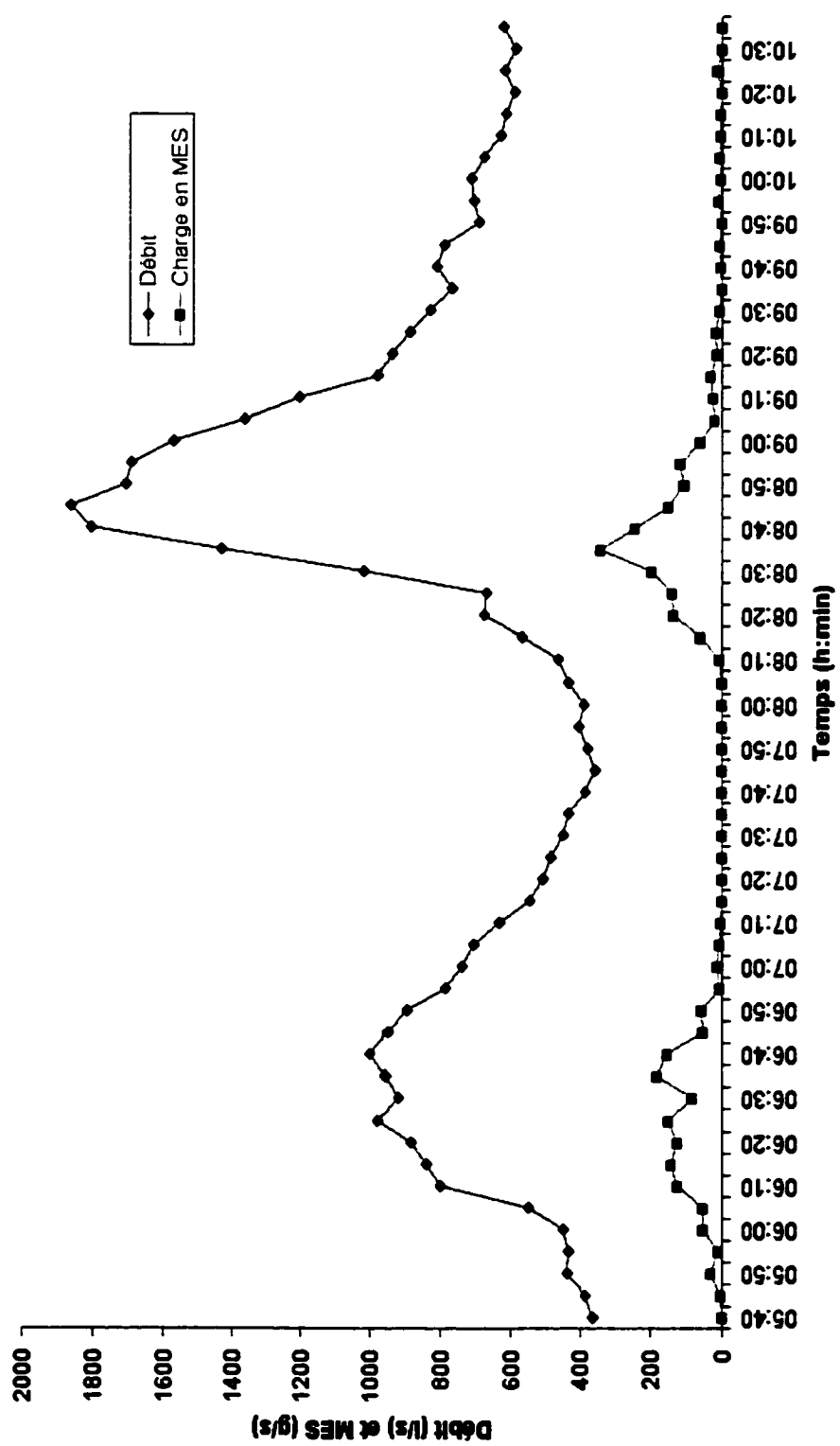


Figure 3.3 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 30 septembre 1999

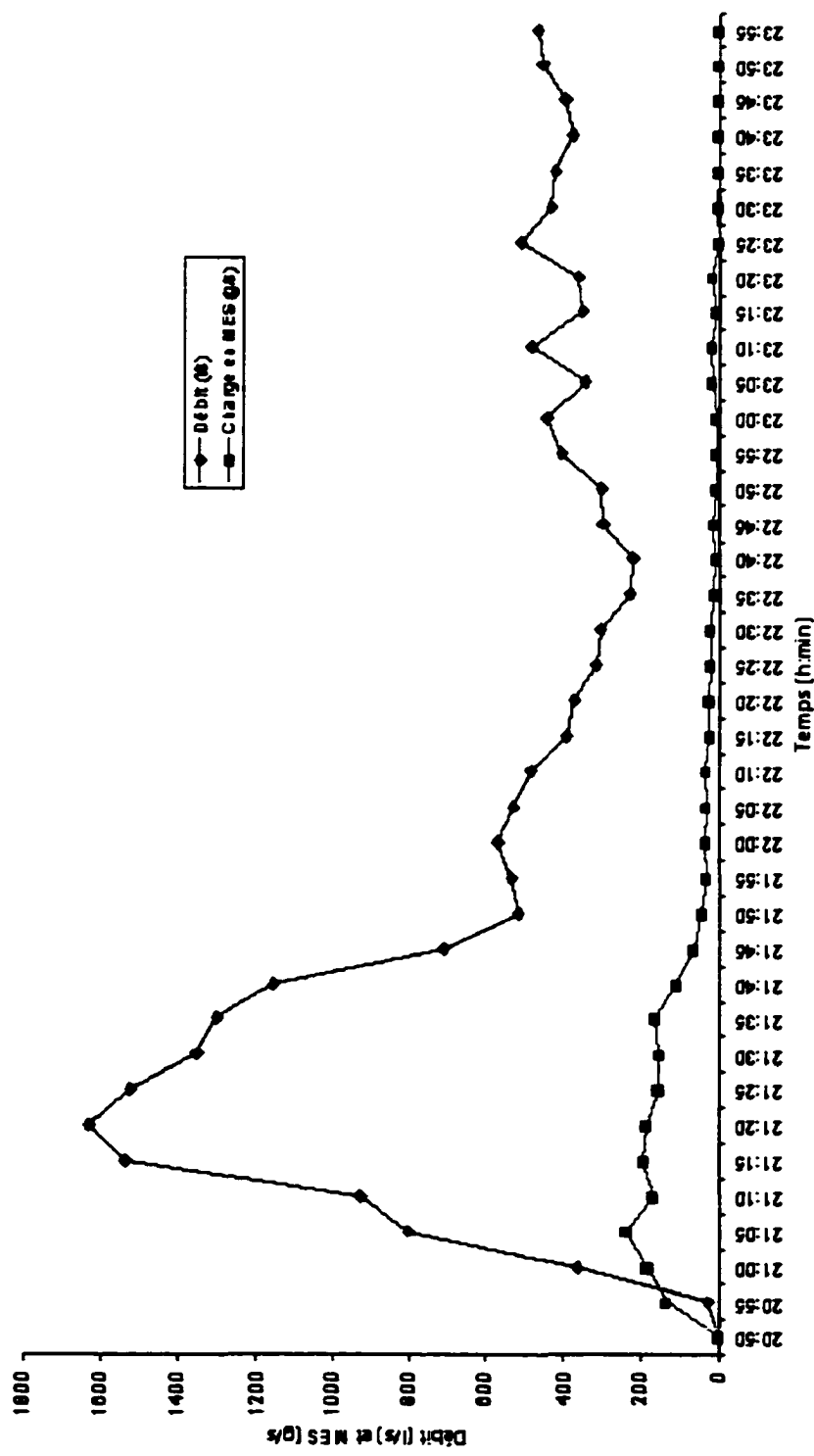


Figure 3.4 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 13 octobre 1999

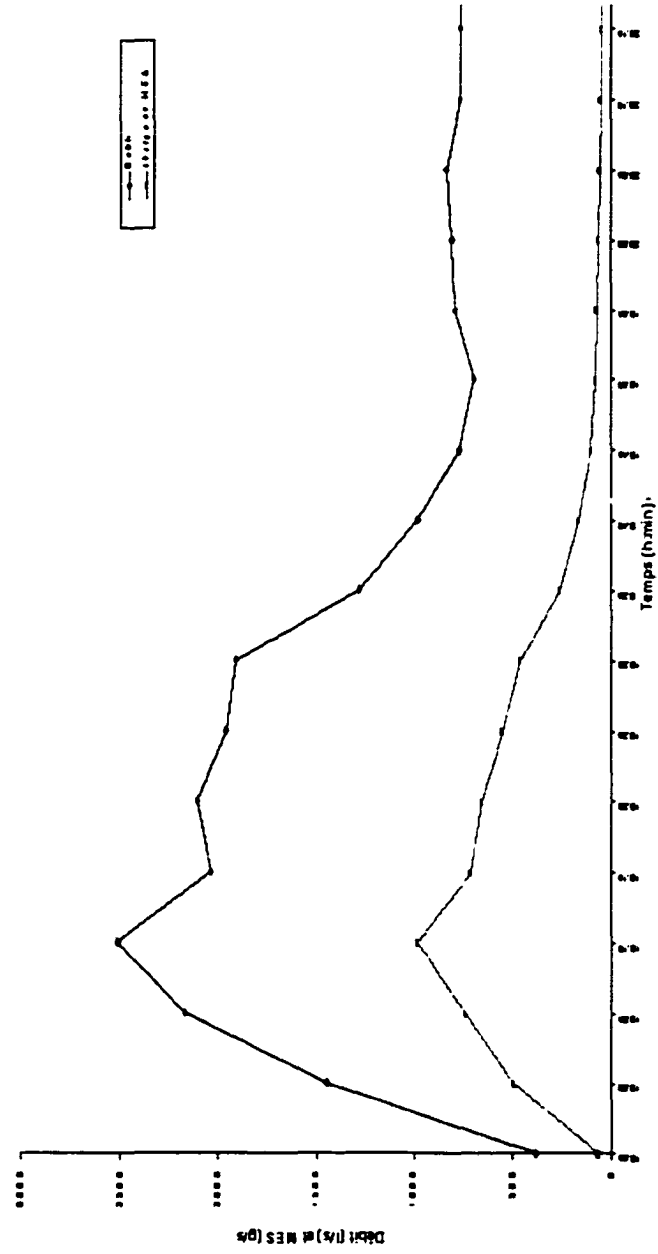


Figure 3.5 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 12 septembre 2000

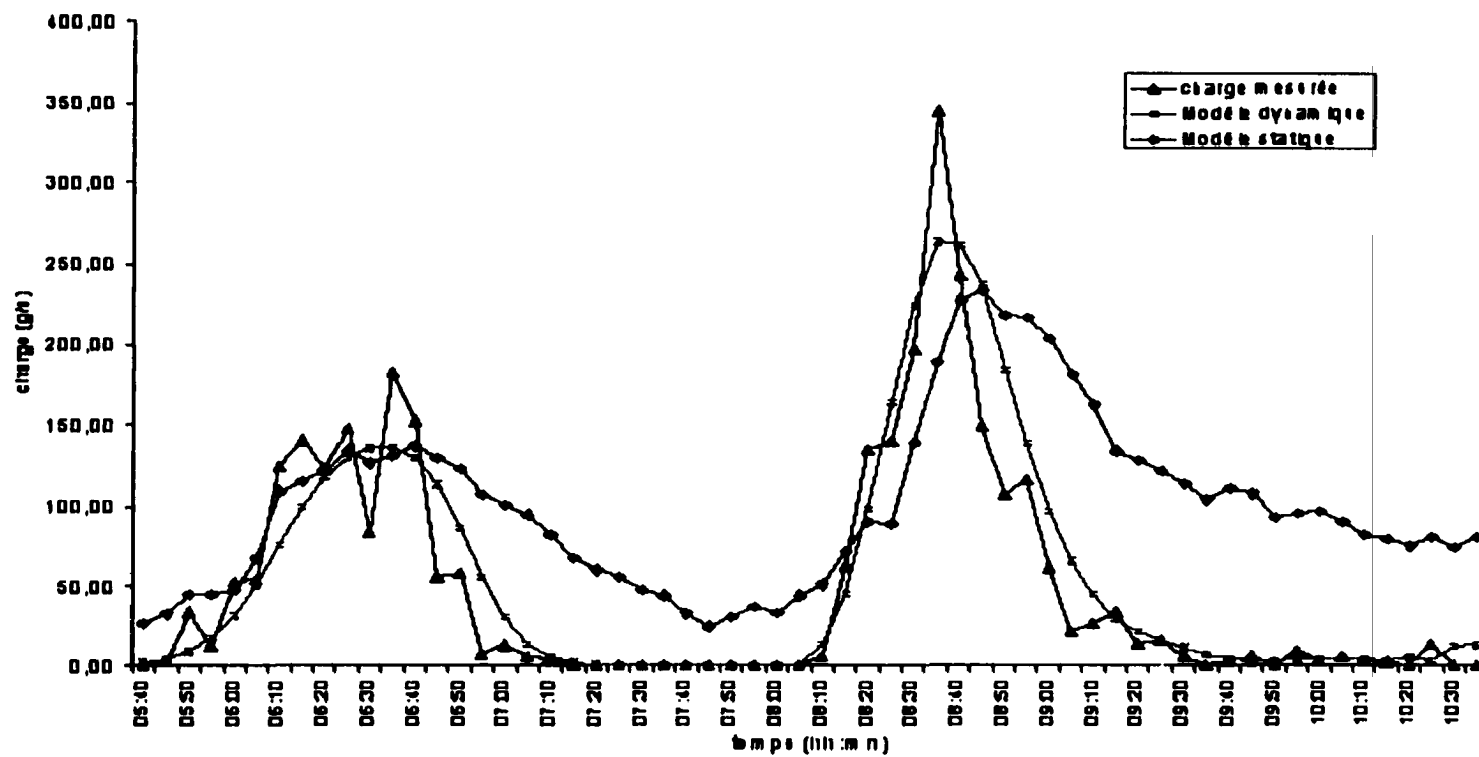


Figure 3.6 Comparaison entre les charges mesurées le 30 septembre 1999 et les charges simulées par les modèles statique et dynamique.

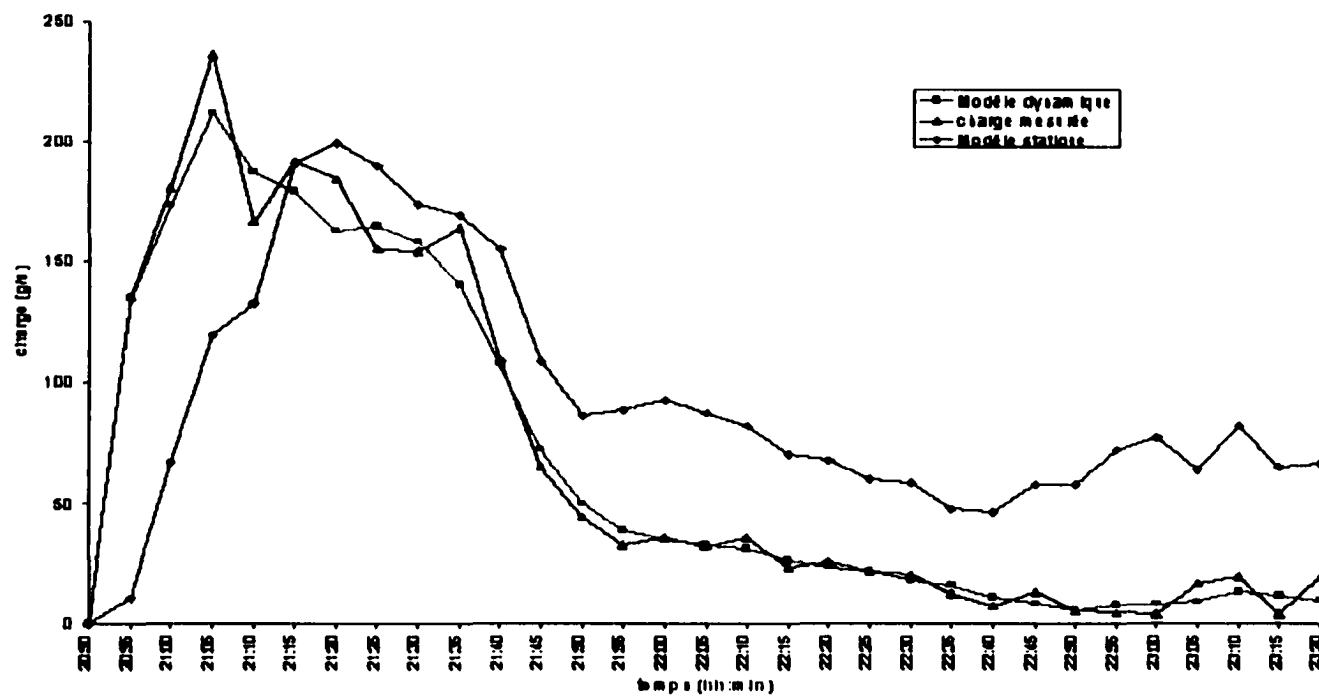


Figure 3.7 Comparaison entre les charges mesurées le 13 septembre 1999 et les charges simulées par les modèles dynamiques et statiques.

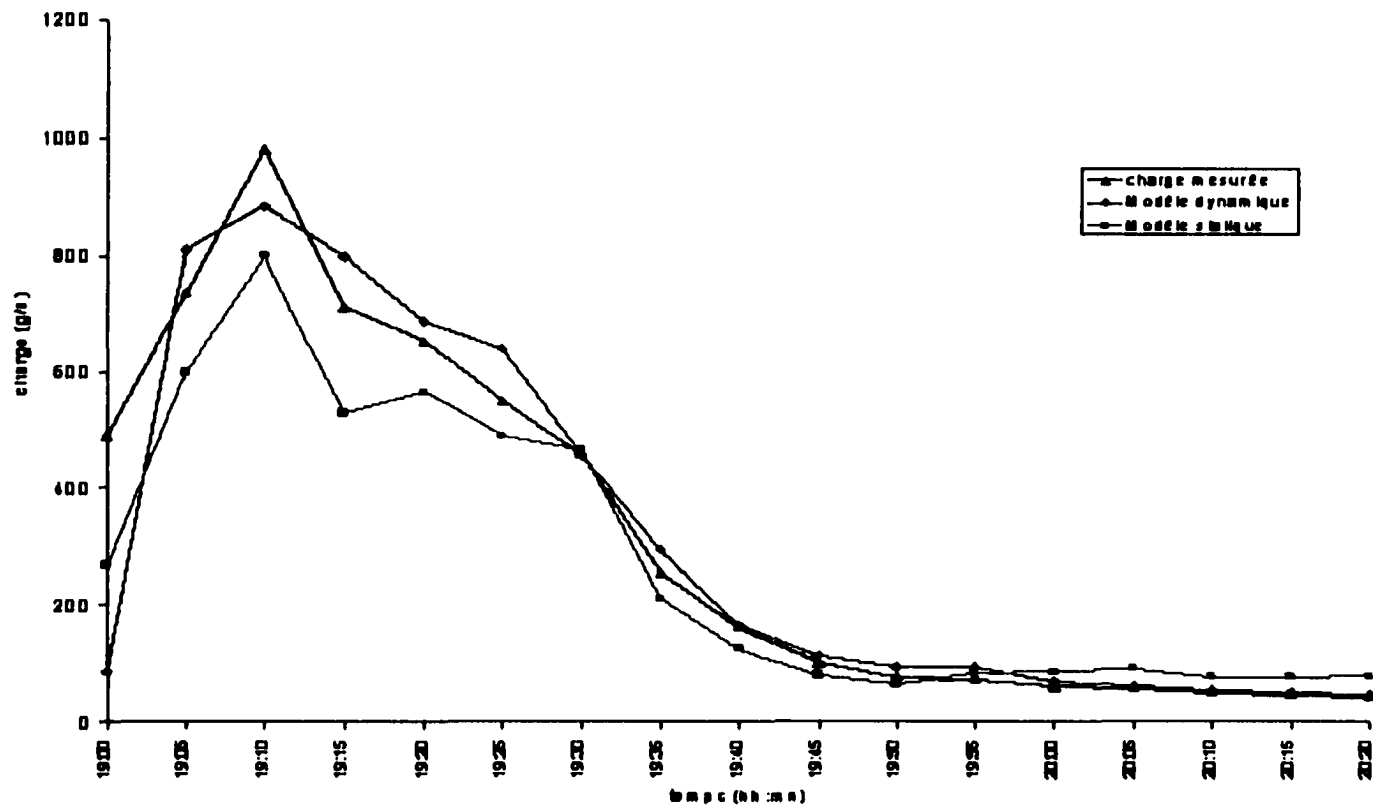


Figure 3.8 Comparaison entre les charges mesurées le 12 septembre 2000 et les charges simulées par les modèles dynamiques et statiques.

Tableau II
Résultats récapitulatifs de performances des simulations.

CRITERES DE PERFORMANCES	30 SEPTEMBRE 1999		13 OCTOBRE 1999		12 SEPTEMBRE 2000		MOYENNE	
	MODELE DYNAMIQUE	MODELE STATIQUE	MODELE DYNAMIQUE	MODELE STATIQUE	MODELE DYNAMIQUE	MODELE STATIQUE	MODELE DYNAMIQUE	MODELE STATIQUE
NASH	0.76	0.1	0.98	0.36	0.87	0.89	0.87	0.45
Rapport des points	0.75	0.71	0.89	0.84	0.90	0.81	0.84	0.78
Déphasage moyen (minute)	0	7.5	0	15	0	0	0	75

Comparativement au modèle statique le modèle dynamique a amélioré sensiblement les résultats obtenus, en faisant passer le coefficient de Nash moyen de 0.45 à 0.87. Le coefficient de performance correspondant à cette amélioration est 76 %. Ceci signifie que le modèle dynamique a pu expliquer 76 % de la variance non exprimée par le modèle statique.

Pour les trois simulations, le modèle a pu reproduire, d'une manière satisfaisante, la tendance de la série de mesures. En effet, certaines valeurs isolées, générées probablement par des bruits de mesures, n'ont pas été reproduites par le modèle dynamique. Ce fait justifie la sous-estimation des pointes, au cours de trois événements simulés. Malgré que le rapport de pointes moyen (0.84), déterminé par le modèle dynamique, soit assez proche de l'unité, le gestionnaire doit être plus prudent, devant une telle situation pour ne pas sous-estimer le flux de la pollution véhiculé. Pour cette raison, une procédure de critique et validation des données mesurées s'avère indispensable.

Par rapport au déphasage, la performance du modèle dynamique est plus marquée dans le cas des événements du 30 septembre et 13 octobre où nous avons suspecté un phénomène de première chasse. Pour ces deux événements, l'erreur sur le synchronisme entre les charges de pointe mesurée et simulée obtenue avec le modèle statique est respectivement de 15 minutes et de 7.5 minutes. Cette erreur a été réduite à zéro avec le modèle dynamique qui prend en considération le déphasage dans sa formulation de base. Pour l'événement du 12 septembre 2000 pour lequel il n'y avait pas de déphasage entre le pollutogramme et l'hydrogramme mesurés, un synchronisme parfait a été reproduit avec les deux modèles, statique et dynamique.

Suite à l'analyse de ces critères nous concluons que l'objectif a été atteint. Le modèle dynamique a reproduit un synchronisme parfait entre les charges simulées et mesurées, avec un coefficient de Nash qui se rapproche avantageusement de l'unité. En

outre, l'utilisation du filtre de Kalman nous a permis de s'affranchir de l'étape de calibration réalisée avec le modèle statique. Grâce à cet outil, le modèle dynamique réajuste continuellement ses paramètres pour tenir compte de la non-stationnarité des phénomènes hydrologiques. Les figures 3.9 et 3.10 illustrent l'évolution des paramètres ``a`` et ``b`` du modèle dynamique, au cours de l'événement de 12 septembre 2000. Selon ces figures, les paramètres du modèle varient au cours du temps tout en restant au voisinage de l'intervalle 1.5-3, fixé au niveau du modèle (3.1) (Huber et Dickinson, 1988).

On observe cependant que le paramètre ``b`` a eu des valeurs inférieures à 1.5 vers la fin de l'événement. Ce fait peut être expliqué par la décroissance plus abrupte du pollutogramme par rapport à l'hydrogramme, vers la fin de l'événement de 12 septembre 2000. Cette diminution brusque est due à un épuisement de la charge disponible sur la surface du bassin et dans les canalisations du réseau. Ceci marque, en outre, l'avantage du modèle dynamique qui est capable de reproduire la tendance rapide des charges vers zéro une fois la masse de polluant accumulée durant la période sèche est épuisée. Alors que, le modèle statique doit être combiné à un modèle d'accumulation pour reproduire ce phénomène.

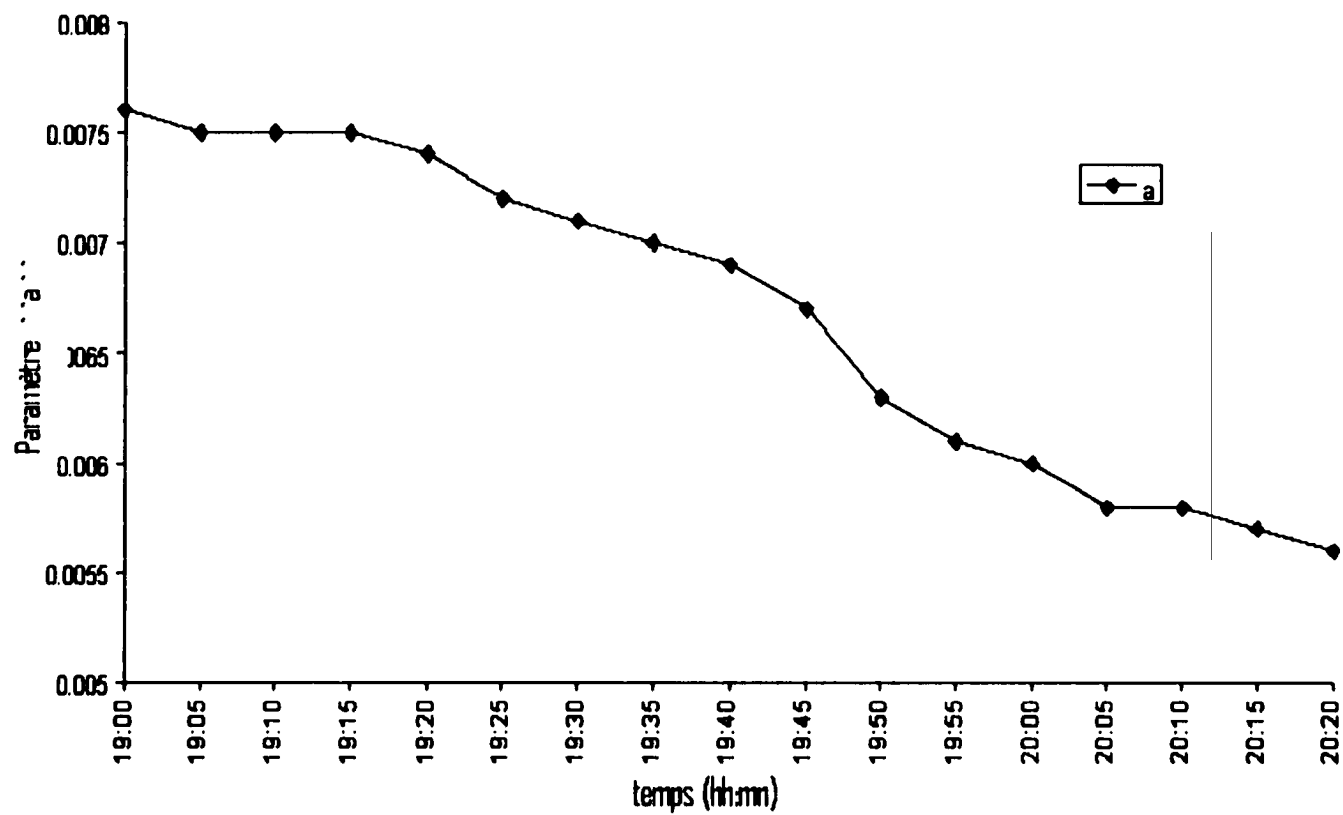


Figure 3.9 Variation du paramètre ''a'' du modèle dynamique au cours de l'événement de 12 septembre 2000

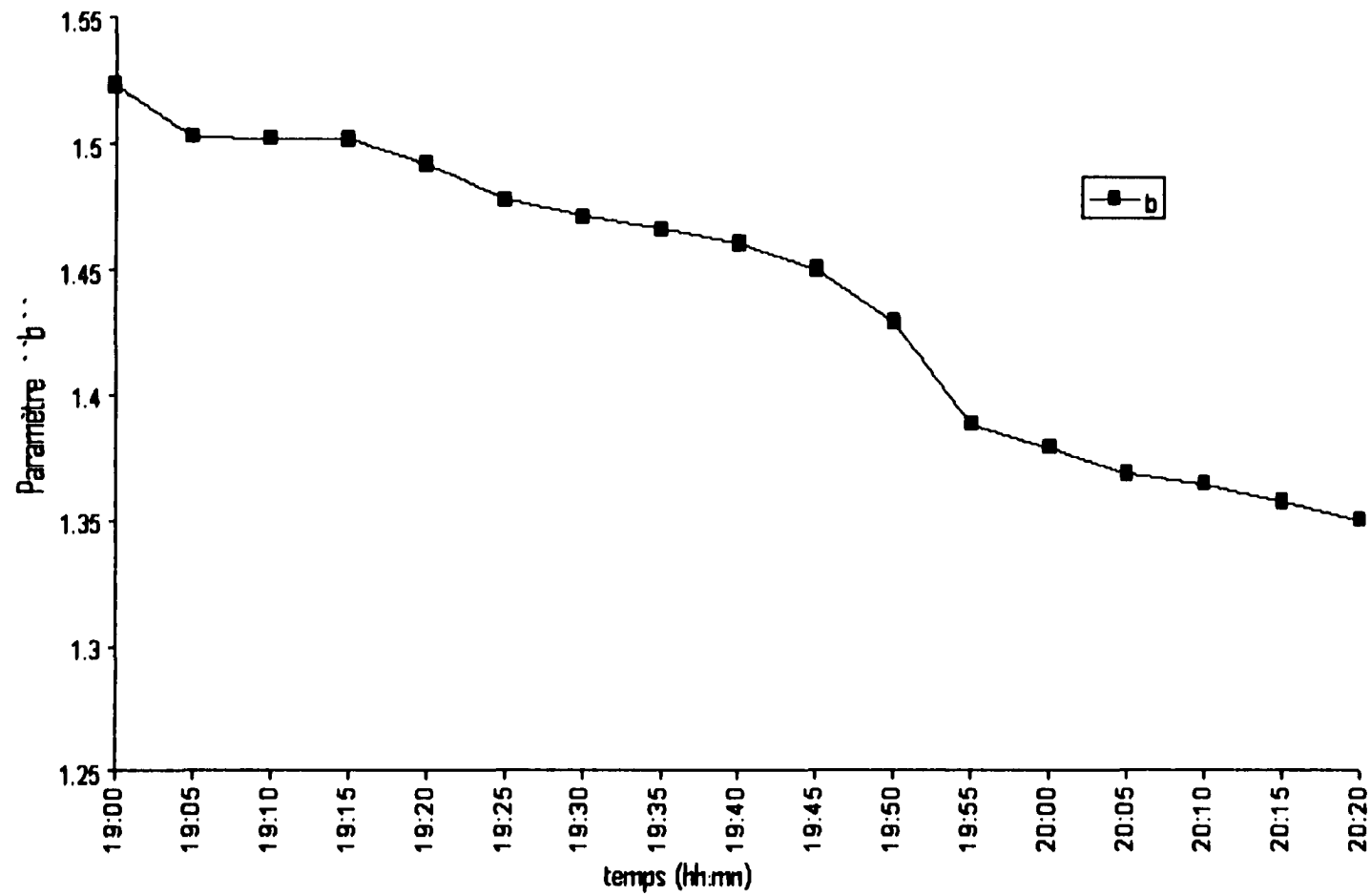


Figure 3.10 Variation du paramètre ``b`` du modèle dynamique au cours de l'événement de 12 septembre 2000

3.7 Conclusion

Afin de disposer d'un modèle fiable de prévision, en temps réel, des charges de pollution dans les eaux de ruissellement, deux modifications essentielles ont été apportées au modèle de ``rating curve``. Tout d'abord, un terme supplémentaire a été ajouté à l'expression classique du modèle pour exprimer le déphasage éventuel entre les pointes du pollutogramme et de l'hydrogramme. Ainsi, le modèle proposé dans le présent travail est capable de reproduire un synchronisme parfait entre les charges mesurées et simulées. Deuxièmement, le modèle a été rendu dynamique et a été rattaché au filtre de Kalman dans l'objectif d'éviter le biais d'estimation des paramètres de régression par la méthode standard des moindres carrés. La méthodologie a été mise en œuvre avec succès en utilisant des mesures prises à l'exutoire du secteur I de la ville de Verdun à Montréal. Les critères de performance utilisés permettent clairement de mettre en évidence les avantages du modèle dynamique au détriment du modèle statique.

CHAPITRE 4

UNE MÉTHODOLOGIE POUR LA VALIDATION, EN TEMPS RÉEL, DES DONNÉES DE QUALITÉ EN MILIEU URBAIN

4.1 Introduction

Les désordres et les dysfonctionnements sont de plus en plus fréquents, en temps de pluie, dans les réseaux d'assainissement. Ceci se manifeste notamment par des surverses qui réduisent le gain apporté par le traitement des eaux usées. Reconnaisant leurs besoins, plusieurs municipalités ont fait appel à une approche moderne et économique afin de répondre aux objectifs fixés en terme de qualité des eaux du milieu récepteur et de lutte contre les inondations en zone urbaine. Cette approche consiste à contrôler, les points clés du système d'assainissement ainsi que l'ensemble des ouvrages hydrauliques qui lui sont associés. Mieux encore, le réseau d'assainissement pourrait être automatisé et géré en temps réel en tenant compte de sa capacité, la qualité du milieu récepteur, la capacité de la station d'épuration, la hauteur de la pluie... etc. Indépendamment du niveau de la gestion, l'objectif essentiel est de savoir réagir à des situations anormales ou exceptionnelles, en privilégiant la rapidité, la cohérence et la pertinence de la décision, davantage que sa précision (Chocat, 1997). La réalisation d'un tel objectif dépend de la qualité des informations que les détecteurs et les instruments de mesures fournissent au système du contrôle. Les données manquantes et erronées peuvent compromettre la gestion optimale d'un système hydraulique (Bilodeau et al., 1998). Pour cette raison, la validation des données, tâche trop souvent négligée, se révèle déterminante pour atteindre les objectifs fixés en terme de qualité et quantité.

La validation des données hydrométriques repose essentiellement sur le principe de la redondance. En effet, elle est d'autant plus efficace que les données représentatives de la mesure sont nombreuses. Dans un contexte de gestion en temps réel, cette redondance peut être réalisée par une multiplication des appareils de mesures. Il s'agit

dans ce cas d'une redondance matérielle (Bennis et Kang, 2000, Berrada et al., 1996, Perrault et al. 1995, Nguyen et Bisson, 1998). L'avantage d'une telle approche c'est qu'elle permet la détection et la localisation du capteur défaillant dans des chaînes de mesures (Bennis et al., 2000). Mais en raison des limitations métrologiques dans les réseaux d'assainissement urbains, cette approche se trouve rarement utilisée. Comme alternative, une approche de redondance, dite analytique, a été recommandée par plusieurs auteurs (Loumagne et al., 1995., Perreault et al., 1995., Bennis et al., 2000). Cette approche fait appel à plusieurs modèles physiques, conceptuels ou statistiques pour générer une redondance d'information. Dans cette perspective, nous proposons dans ce travail une méthodologie de validation des mesures de qualité appliquée aux réseaux d'assainissement.

Vu l'importance du facteur temps dans un processus de validation en temps réel, il est nécessaire que le traitement de l'information acquise soit effectué sans délai. Pour cela, la méthodologie que nous proposons fait appel à deux modèles simples et dont les paramètres sont disponibles en temps réel. Le premier modèle de ``rating curve`` (Huber et Dickinson, 1988), de nature conceptuelle, relie le flux de la pollution aux mesures de débits par deux paramètres, un facteur de débit et un exposant de débit. Le deuxième, de nature plutôt statistique, est un modèle autoregressif, AR, (Box et Jenkins, 1976). Les deux modèles ont été rattachés au filtre de Kalman (Kalman et Bucy, 1961) afin d'éviter le biais d'estimation des paramètres de régression par la méthode standard des moindres carrés (Bennis et Bruneau, 1993). La méthodologie recommandée a été appliquée avec succès sur le secteur I de la ville de Verdun (Québec).

4.2 Méthodologie

L'approche proposée consiste à déterminer, à chaque pas de temps, la charge de pollution la plus probable, dite validée, véhiculée par les eaux de ruissellement pluviales. En plus des mesures enregistrées, en temps réel, cette approche fait appel à deux

modèles, un modèle de qualité, le ``rating curve`` et un modèle autoregressif, AR. Ainsi une redondance d'information a pu à priori être générée.

Par ailleurs, l'estimation, en temps réel, du flux de la pollution, lessivé par les eaux de ruissellement, dépend essentiellement de la fiabilité du modèle de qualité. D'autre part, les mesures enregistrées à chaque pas de temps présentent souvent des perturbations et des décrochages causés par une défaillance des capteurs ou des rejets accidentels.

Lorsque le bassin n'est pas influencé, les valeurs successives des charges lessivées, reliées directement aux débits de ruissellement, sont fortement autocorrélées. Autrement dit, tant et aussi longtemps que la charge polluante accumulée pendant la période du temps sec n'est pas épuisée, le flux de pollution lessivé est d'autant plus important que le débit de ruissellement est fort et vice-versa. Cette réflexion a mis en lumière la pertinence de l'utilisation du modèle autoregressif, AR qui se base principalement sur la fonction d'autocorrélation, comme indicateur de la tendance de variation à court terme. Ceci nous permet de détecter les perturbations dans l'un ou l'autre des signaux, mesuré ou simulé.

Ainsi, le gestionnaire disposera, à chaque pas de temps, de deux valeurs connexes à la mesure enregistrée. Selon la méthodologie recommandée dans ce travail, celle qui est plus proche de la valeur prévue par le modèle autoregressif (AR) doit être retenue. En temps réel, l'écart par rapport à la valeur prévue par le modèle AR est calculé, à chaque pas de temps, pour chacune des valeurs mesurée et simulée par le modèle de ``rating curve``. La valeur validée correspond à celle qui présente l'écart le plus faible (Figure 4.1).

Quoique cette approche ait été appliquée avec succès pour valider les mesures de débits en temps réel (Bennis et al., 2000), sa fiabilité mérite d'être vérifiée dans le cas

des mesures de qualité et ce pour deux raisons essentielles. D'une part à cause de la complexité du phénomène de la qualité et la diversité des facteurs qui le régissent et qui peuvent induire des décrochages et des fluctuations successives dans les séries de mesures. D'autre part, en raison de la différence dans le contexte du mesurage. En effet, les conditions hydrauliques nécessaires à la détermination du débit et celles préconisées pour les concentrations sont contradictoires (Bertrand-Krajewski et al., 2000). Une meilleure détermination de débit nécessite une zone où l'écoulement est calme et non-perturbé. En revanche, la mesure de la concentration demande une zone turbulente et brassée assurant ainsi un effluent assez homogène. Dans les conditions les plus favorables, les concentrations moyennes peuvent être biaisées de 25 à 30%, alors que les concentrations instantanées sont sujettes à des erreurs aléatoires et systématiques encore plus élevées (Ruban et al., 1993).

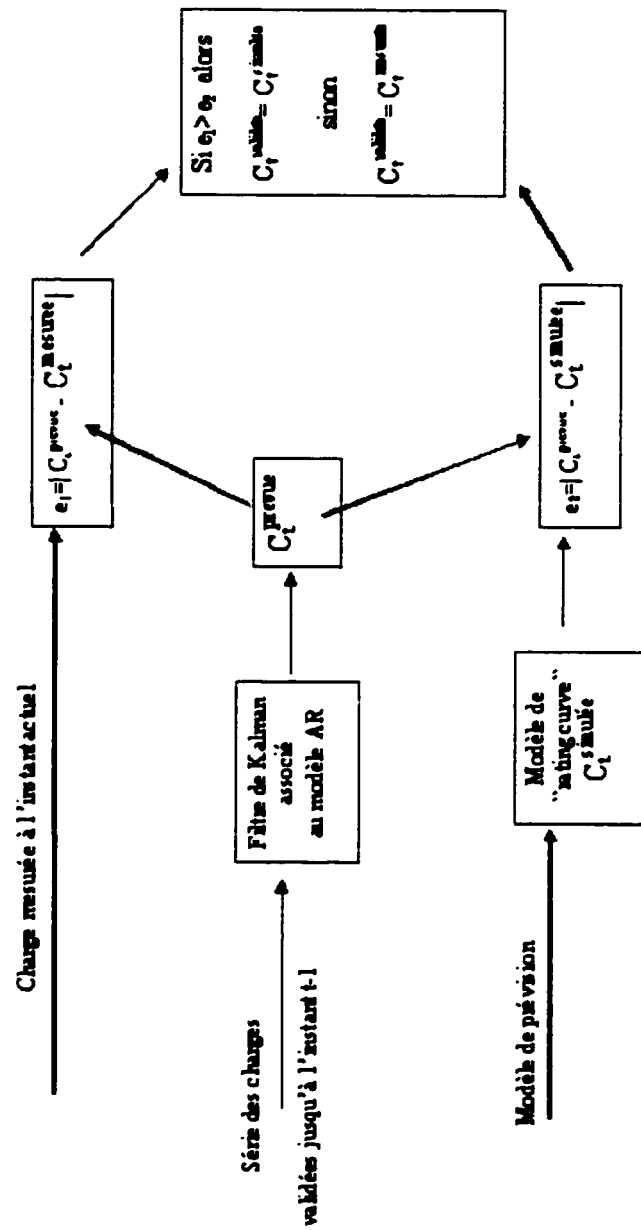


Figure 4.1 Processus de validation de la charge mesurée à l'instant t

Dans un souci de clarté, l'objectif principal, énoncé au début de ce paragraphe, a été décomposé en deux objectifs secondaires. Premièrement, il s'agit de vérifier la fiabilité du modèle de qualité puisque l'efficacité de la méthodologie de validation en est tributaire. Des modifications apportées à ce modèle ont été exposées dans le paragraphe suivant. Une fois le modèle est validé, nous visons la mise en œuvre de la méthodologie proposée et l'évaluation de ses performances.

Le filtre de Kalman est utilisé, dans le présent travail, pour identifier, en temps réel, les paramètres de deux modèles, autoregressif (AR) et ``rating curve``. Ainsi, on peut s'affranchir de l'étape de calibration des modèles statiques. Grâce au filtre de Kalman, les modèles réajustent continuellement leurs paramètres pour tenir compte de la non-stationnarité des phénomènes hydrologiques.

4.2.1 Modèle de simulation de la charge de pollution

Les charges des polluants lessivés, selon le modèle de ``rating curve`` (Huber et Dickinson, 1988), sont proportionnelles au débit, élevé à une certaine puissance, soit :

$$C(t) = a Q^b(t) \quad (4.1)$$

Où :

C : charge de pollution (g/s);

Q : débit de ruissellement (m³/s);

a : coefficient de débit qui varie largement d'une étude à une autre, selon les unités utilisées et l'ordre de grandeur des débits en jeu;

b : Dans le cas d'un polluant de nature particulière ce paramètre varie entre 1.5 et 3. Pour les polluants dissouts dans l'eau, il diminue jusqu'à atteindre des valeurs inférieures à 1;

La simplicité et la disponibilité des paramètres sont les raisons principales qui ont motivé le choix de ce modèle. De plus, la charge de pollution accumulée sur la

surface du bassin pendant la période du temps sec est supposée illimitée. Ainsi le modèle de ``rating curve`` se trouve indépendant des modèles d'accumulation. Ceci met en évidence l'avantage de ce modèle au détriment de certaines autres approches (Jewell et al., 1978, Henderson et al., 1987, Moys et al., 1988).

Malgré les avantages qu'il présente, le modèle de ``rating curve``, dans sa formulation actuelle, ne permet pas de tenir compte du déphasage éventuel entre les pointes des hydrogrammes et pollutogrammes, qu'on observe couramment en pratique. On propose ainsi de modifier le modèle de ``rating curve`` par l'introduction d'un terme de déphasage ``d`` :

$$C(t) = a Q^b (t + d \Delta t) \quad (4.2)$$

Où :

Δt : pas du temps

t : instant de la prévision

d : terme de déphasage (Positif, négatif ou nul)

Ce déphasage est considéré positif si le pollutogramme précède l'hydrogramme, négatif s'il le succède et nul si on observe un synchronisme parfait entre les deux courbes. Le modèle (4.2) est à priori assez flexible et adapté aux différentes situations possibles.

4.2.2 Le modèle autoregressif AR

L'usage systématique du modèle AR peut être justifié par sa simplicité et la possibilité d'estimer ses paramètres par des méthodes linéaires. Afin de disposer d'un modèle parcimonieux, l'ordre du modèle AR a été supposé égal à deux (4.2). Ainsi la charge de polluant à l'instant t est reliée aux charges mesurées respectivement aux instants $t-1$ et $t-2$, soit :

$$C_t = a_1 C_{t-1} + a_2 C_{t-2} + V_t \quad (4.3)$$

Où :

C_t, C_{t-1}, C_{t-2} : respectivement les charges à l'instant $t, t-1$ et $t-2$

a_1 et a_2 : les paramètres de régression

V_t : bruit de mesure

Ce modèle fournit les tendances de variation et permet, en se basant sur l'autocorrélation des valeurs successives des charges à des instants rapprochés, de détecter les décrochages dans les signaux, mesuré ou simulé.

4.3 Application du filtre de Kalman aux modèles de prévision des charges

Le filtre de Kalman fait appel à deux équations soit, une première équation d'état (4.4) et une deuxième équation de mesure (4.5). (Bennis et Bruneau, 1993)

$$A_{t+1} = \Phi_t A_t + W_t \quad (4.4)$$

$$Z_t = H_t A_t + V_t \quad (4.5)$$

Où ;

A_t est le vecteur d'état évalué à l'instant t .

Φ_t est la matrice de transition entre l'instant ``t`` et l'instant ``t+1``. Cette matrice est considérée égale à l'identité.

H_t est la matrice de mesure.

W_t est le vecteur représentant le bruit de modélisation, sa moyenne est \bar{W}

V_t est le vecteur représentant le bruit de mesure, sa moyenne est \bar{V}

L'utilisation de ce filtre permet la mise à jour des paramètres des modèles tout en générant des résidus indépendants. Cependant, lorsque la mise à jour des paramètres s'effectue sur la base d'une mesure aberrante ceci affecte d'une part la charge prévue et

d'autre part le réajustement des paramètres aux pas de temps subséquents puisqu'ils vont servir comme conditions initiales pour l'estimation des nouveaux paramètres.

4.3.1 Le rattachement du modèle de ``rating curve`` au filtre de Kalman

Le modèle de ``rating curve`` linéarisé, par une transformation logarithmique s'écrit selon l'équation suivante :

$$Y_t = H_t \cdot A_t \quad (4.6)$$

Où : $Y_t = \text{Log}(C(t))$

$$A_t = \begin{bmatrix} A \\ B \end{bmatrix}$$

$$H_t = [X \quad 1]$$

$$X = \log(Q(t + d \cdot \Delta t))$$

A et B : deux paramètres de modèle.

En substituant Y_t au vecteur d'observation Z_t de l'équation (4.5) et en considérant les bruits de mesures et de modélisation, le filtre de Kalman s'applique ainsi au modèle de ``rating curve``, écrit sous sa forme matricielle. Si bien que les deux équations de modèle et de mesure s'écrivent de la manière suivante :

$$A_{t+1} = A_t + W_t \quad (4.7)$$

$$Y_t = H_t \cdot A_t + V_t \quad (4.8)$$

4.3.2 Le rattachement du modèle AR au filtre de Kalman

Le modèle autoregressif (4.3) s'écrit sous la forme matricielle selon l'équation suivante :

$$C_t = H_t A_t \quad (4.9)$$

Où :

$$A_t = \begin{bmatrix} a_1 \\ a_2 \end{bmatrix}$$

$$H_t = [C_{t-1} \quad C_{t-2}]$$

En tenant compte des bruits de mesures V_t et de modèle W_t , les équations d'état et de mesure s'écrivent, dans ce cas :

$$A_{t+1} = A_t + W_t \quad (4.10)$$

$$C_t = H_t \cdot A_t + V_t \quad (4.11)$$

Ainsi les deux modèles sont adaptés au filtre de Kalman et la mise en œuvre de la méthodologie est rendue possible.

4.4 Application et résultats

Le bassin qui a servi pour l'application de la méthodologie proposée est situé au secteur I de la ville de Verdun (Québec). Au niveau de la station de pompage Rhéaume, exutoire du bassin (Voir figure 4.2), le réseau de la ville de Verdun est raccordé à un intercepteur qui achemine les eaux sanitaires et une partie des eaux pluviales vers la station d'épuration, Rivière des Prairies. Le raccordement est assuré par une structure de régulation permettant l'utilisation maximale de la capacité de l'intercepteur. En temps de pluie, une fois la capacité de l'intercepteur est dépassée, une vanne se ferme au niveau de la structure de régulation déviant ainsi les eaux excédentaires vers le fleuve Saint-Laurent sans traitement. Cette stratégie s'applique aussi bien pour le réseau de la ville de Verdun que pour les réseaux des autres villes raccordées au même intercepteur. Afin d'acheminer le maximum du flux polluant vers la station d'épuration, minimisant ainsi le rejet dans le fleuve des eaux sans traitement, il importe d'envisager un mode de gestion intégré qui permet de minimiser l'impact global sur le milieu récepteur. Une telle approche requiert la prévision et validation à court

terme des données caractérisant la qualité de l'eau en provenance des bassins de drainage tributaires à l'intercepteur sous contrôle.

Les débits et les concentrations sont mesurés, en continue, à l'exutoire du bassin problématique à des intervalles de temps de 5 minutes. Trois événements ont été enregistrés, le 30 septembre 1999, le 12 octobre 1999 et le 12 septembre 2000 (Figure 4.3, 4.4 et 4.5). Le paramètre de qualité considéré est les matières en suspension, MES. Bien qu'il soit assez représentatif de la qualité des eaux, (Gupta et Saul, 1996, Hogland et al., 1984), ce paramètre n'est pas facilement mesurable en temps réel. Pour pallier ce problème, on doit faire recours à des modèles auxiliaires exprimant la corrélation entre les paramètres fondamentaux de la qualité comme le MES et le DBO et les paramètres accessibles en temps réel, tels que la turbidité, la conductivité, le pH, O₂... etc.

Conformément aux objectifs fixés dans le paragraphe 2, nous commençons par exposer le modèle de qualité avant la mise en œuvre de la méthodologie de validation. Afin de tester véritablement la fiabilité du modèle, les données enregistrées lors des trois événements cités, ont été filtrées en temps différé (Tahri, 2001). Ainsi on a pu éliminer toutes les mesures aberrantes susceptibles de compromettre l'évaluation de la performance du modèle. Les figures 4.6, 4.7 et 4.8 illustrent le résultat de cette première simulation en comparant les charges mesurées aux charges simulées par le modèle de ``rating curve``.

Certains critères de performances ont été fixés afin d'apprécier la concordance entre les charges mesurées et simulées par le modèle dynamique de ``rating curve`` à savoir :

$$1 - \text{le coefficient de Nash} = 1 - \frac{\sum_{i=1}^N (C_{\text{mesurée}} - C_{\text{simulée}})^2}{\sum_{i=1}^N (C_{\text{mesurée}} - C_{\text{moyenne}})^2} \quad (4.12)$$

Le rapprochement de ce coefficient de l'unité est une indication de la performance du modèle de simulation.

2- Le rapport entre les charges de pointe simulées et mesurées

$$RD = \frac{C_{simulée}^{max}}{C_{mesurée}^{max}} \quad (4.13)$$

Le rapprochement de ce rapport à l'unité est une indication de la performance du modèle de simulation.

3- Le synchronisme des charges de pointe: $\Delta t = (\pm)$ écart entre l'occurrence de charge de pointe mesurée et simulée.

$\Delta t = 0$ indique un synchronisme parfait.

Sur la base de ces critères, les performances des simulations ont été calculées et résumées dans le tableau II. Le coefficient de Nash moyen est de 0.87. Le rapport des pointes moyen est de 0.84. Un synchronisme parfait a été également obtenu entre les charges simulées et mesurées. Ainsi on peut affirmer que le premier objectif est atteint. Le modèle de ``rating curve`` s'avère fiable et les critères de performances calculés sont convaincants.

Ainsi validé, le modèle de ``rating curve`` a servi pour la mise en œuvre de la méthodologie de validation. La première simulation a concerné les mesures brutes enregistrées. Pour des raisons pratiques de représentation, seulement l'événement du 30 septembre 1999 qui a été illustré. La figure 4.9 montre que les mesures validées suite à l'application de la méthodologie ne coïncident pas parfaitement avec les mesures brutes, notamment au niveau des pointes. On peut affirmer donc la présence de certaines perturbations dans les mesures enregistrées qui se sont manifestés entre autres par une surestimation des pointes. Ces bruits générés par des erreurs de mesures sont souvent observés dans la pratique et obéissent rarement aux caractéristiques d'un bruit blanc, soit une moyenne nulle et une variance constante.

Pour mieux apprécier la performance de la méthodologie recommandée, des perturbations de grandes amplitudes ont été rajoutées au pollutogramme mesuré, comprenant initialement un bruit de mesure réel (Figure 4.10). Les perturbations rajoutées ont épousé des formes géométriques différentes et ont été réparties sur la totalité du pollutogramme. Le pollutogramme bruité a fait l'objet d'un exercice de validation. La figure 4.11 montre une comparaison entre les mesures bruitées et celles validées. Il est clair sur cette figure que les perturbations introduites volontairement ont été éliminées suite à l'application de la méthodologie de validation. Afin de mettre en évidence la performance de l'exercice de validation effectué, les charges validées ont été comparées aux charges initiales mesurées (Figure 4.12).

L'exercice de la validation a concerné donc deux cas. Dans le premier cas, ce sont les mesures brutes qui ont été validées. Cependant, dans le deuxième cas, des perturbations de grandes amplitudes ont été rajoutées volontairement au signal d'origine. La concordance entre les mesures brutes et les mesures validées a été évaluée en se basant sur les mêmes critères énoncés précédemment (Tableau III). Le coefficient de Nash moyen a été de 0.9. Le rapport moyen des pointes a été de 0.82. Le déphasage, entre les pointes observées et validées, a été égal à zéro. Ainsi on peut affirmer que les mesures validées concordent avantageusement avec les mesures brutes.

Par ailleurs, l'adaptation du modèle (4.2) au contexte de la gestion en temps réel à imposer son rattachement au filtre de Kalman. Ceci a permis entre autres la mise à jours continue des paramètres du modèle dynamique. La figure 4.13 illustre la variation du paramètre du déphasage ϕ au cours du temps. Dans le cas de l'événement du 30 septembre 1999, le déphasage observé a été positif ou nul. Pour des valeurs positives du déphasage, la prévision des charges nécessite une connaissance des débits futurs. Ceci ne signifie pas une faiblesse de l'approche proposée. En réalité, le débit mesuré à l'exutoire du réseau est relié aux débits mesurés en amont aux pas de temps précédents. Le temps mis par l'onde de crue pour se propager dans les canalisations du réseau peut

permettre une avance de prévision et par la suite une marge de manœuvre nécessaire pour la gestion en temps réel.

Dans le cas du présent travail, les débits mesurés ont été considérés comme débits futurs. En pratique, le modèle de ``rating curve`` doit cependant être rattaché à un modèle de prévision de débit (Bennis et Assabane, 2000). Pour cette fin, il est approprié de s'assurer de la validité du modèle de prévision de débit.

4.5 Conclusion

Le présent travail a visé le développement d'une méthodologie de validation, en temps réel, des charges de polluants. La méthodologie préconisée s'est basée sur le principe de la redondance analytique. Ainsi une redondance d'information a pu être générée grâce à un modèle autoregressif (AR), un modèle de qualité, le ``rating curve``, et la mesure enregistrée à l'exutoire du réseau de la ville de Verdun(Québec), objet de cette étude. L'utilisation du modèle AR, comme indicateur de tendance de variation à court terme, nous a permis de détecter les décrochages dans les signaux mesuré et simulé. Selon la méthodologie proposée, à chaque pas du temps, la valeur la plus proche de celle prévue par le modèle AR, est retenue. Afin de les adapter au contexte de la gestion en temps réel, les modèles utilisés ont été rattachés au filtre de Kalman pour mettre à jour leurs paramètres, à la réception de chaque nouvelle mesure.

La mise en œuvre de la méthodologie recommandée montre que les objectifs fixés sont atteints. L'exercice de validation a été réalisé sur des mesures brutes et sur des mesures bruitées artificiellement. Dans les deux cas, la performance de la méthodologie est remarquable.

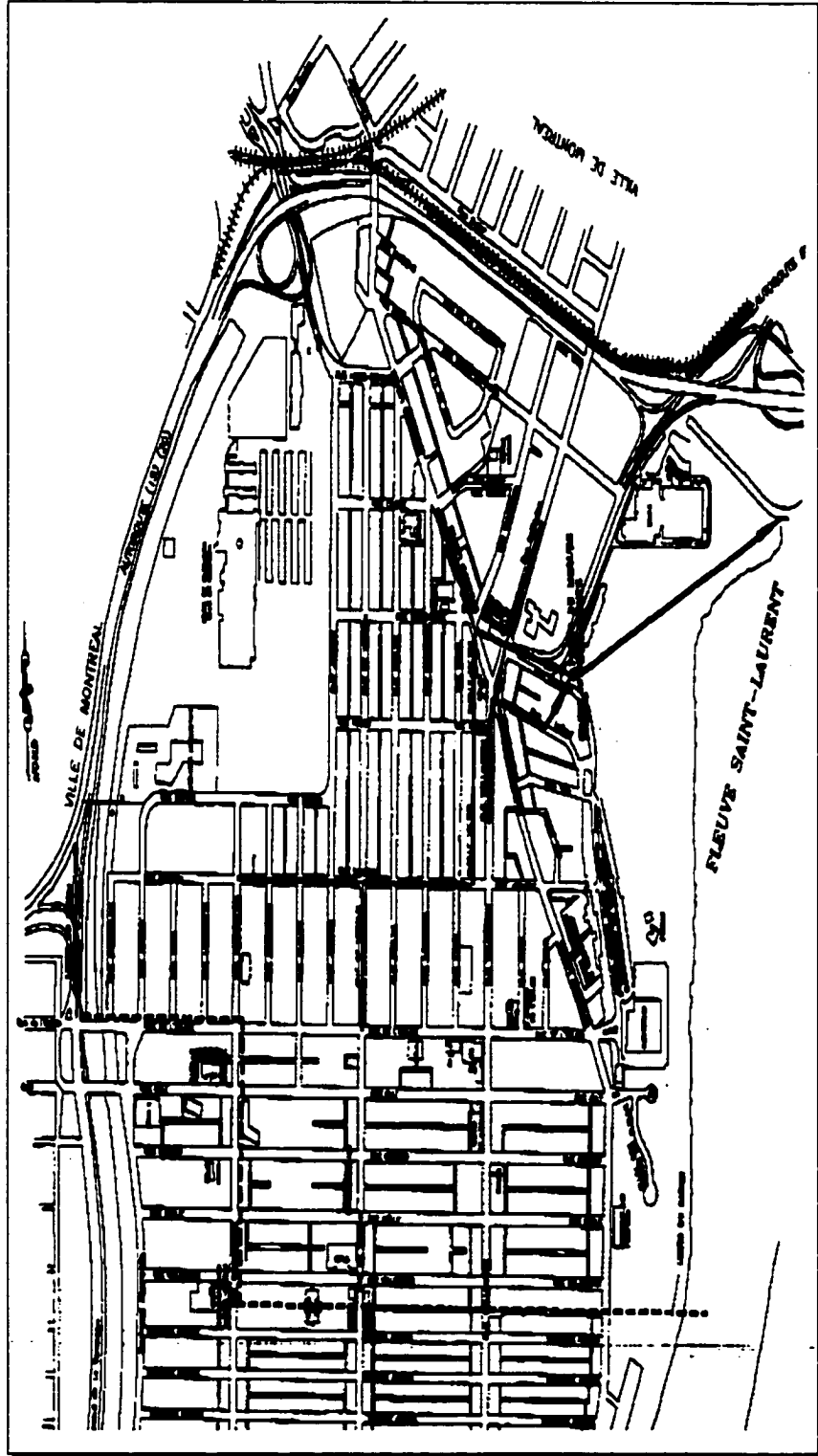


Figure 4.2 Plan du secteur I de la ville de Verdun (Québec)

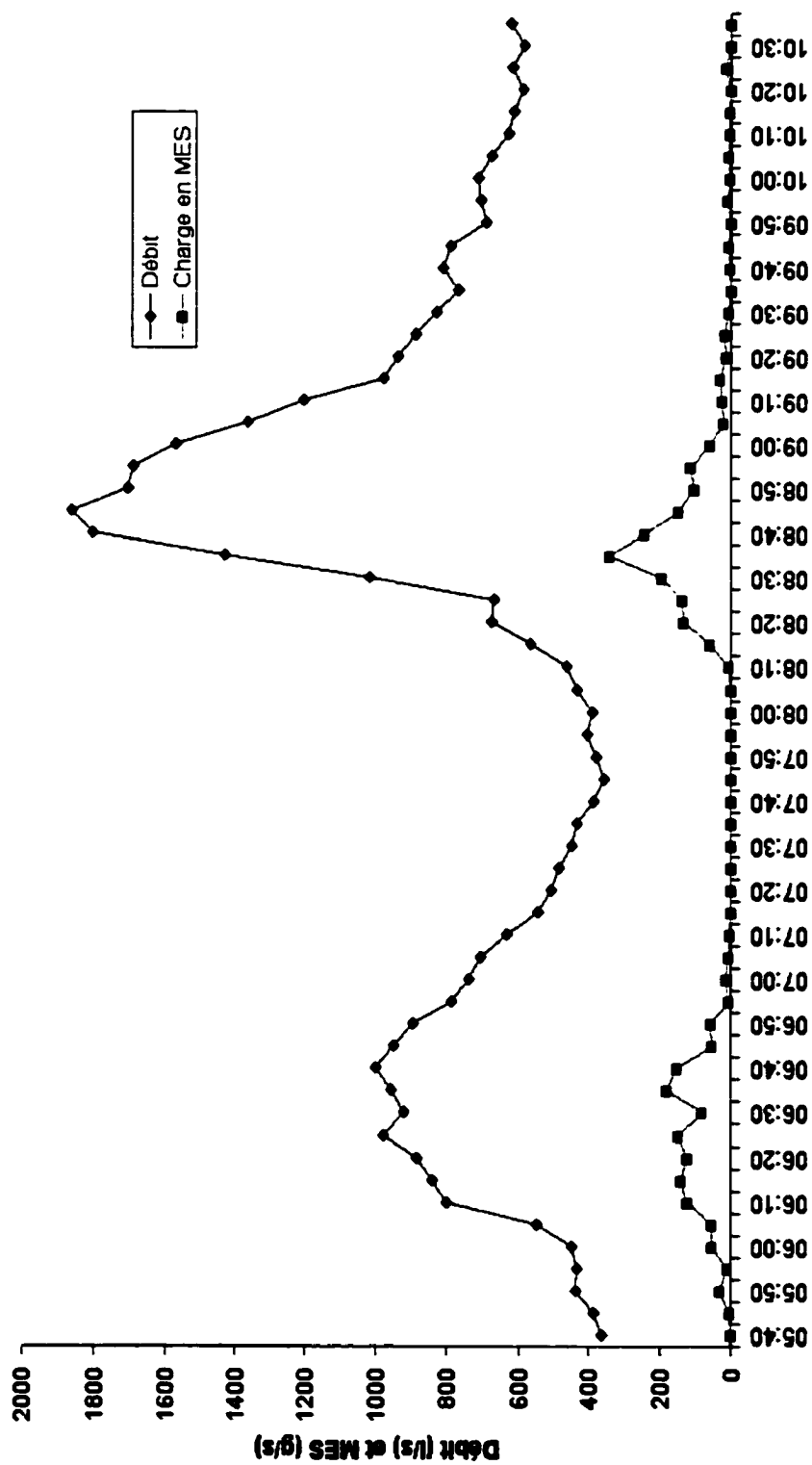


Figure 4.3 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 30 septembre 1999

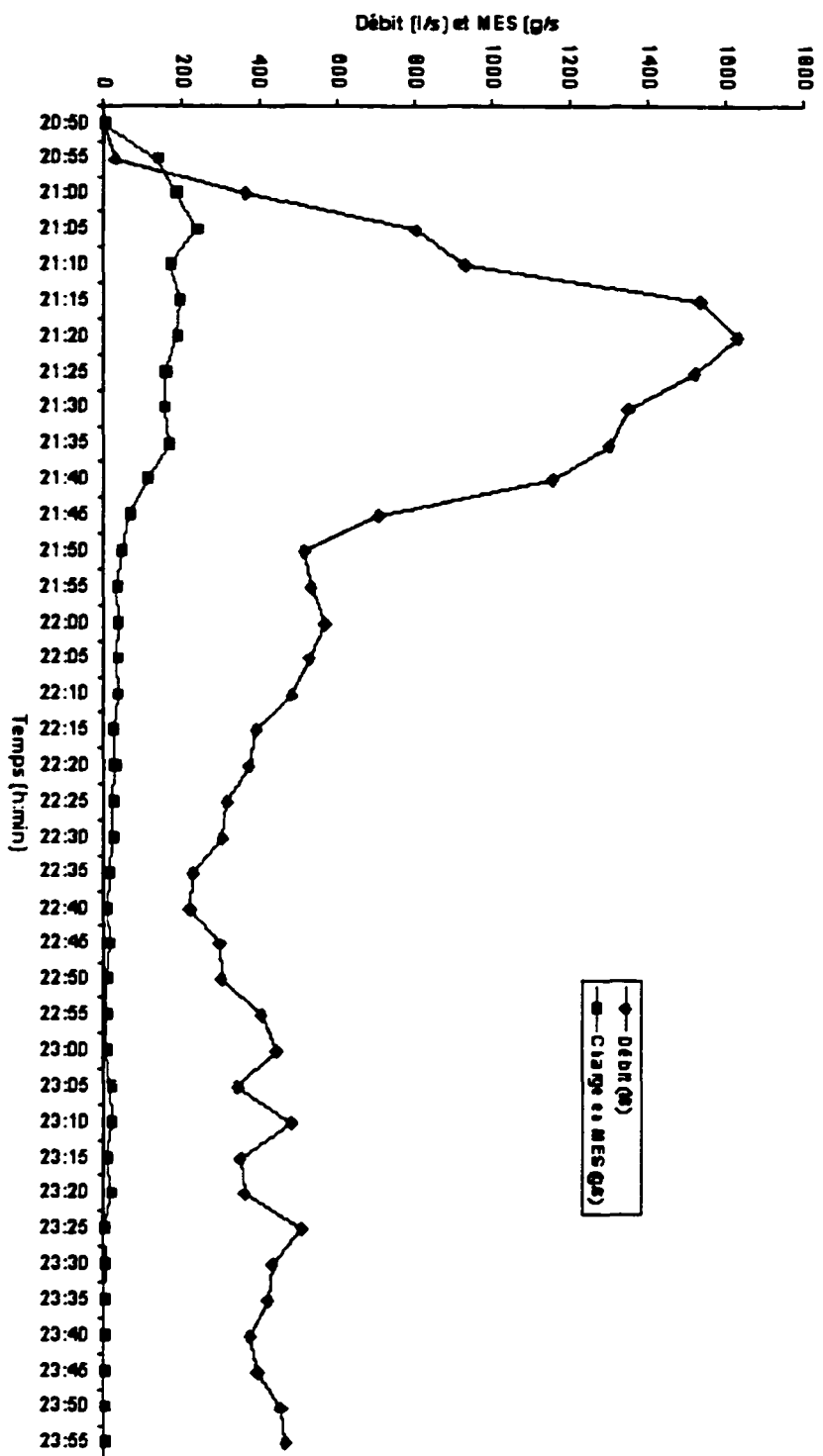


Figure 4.4 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 13 octobre 1999

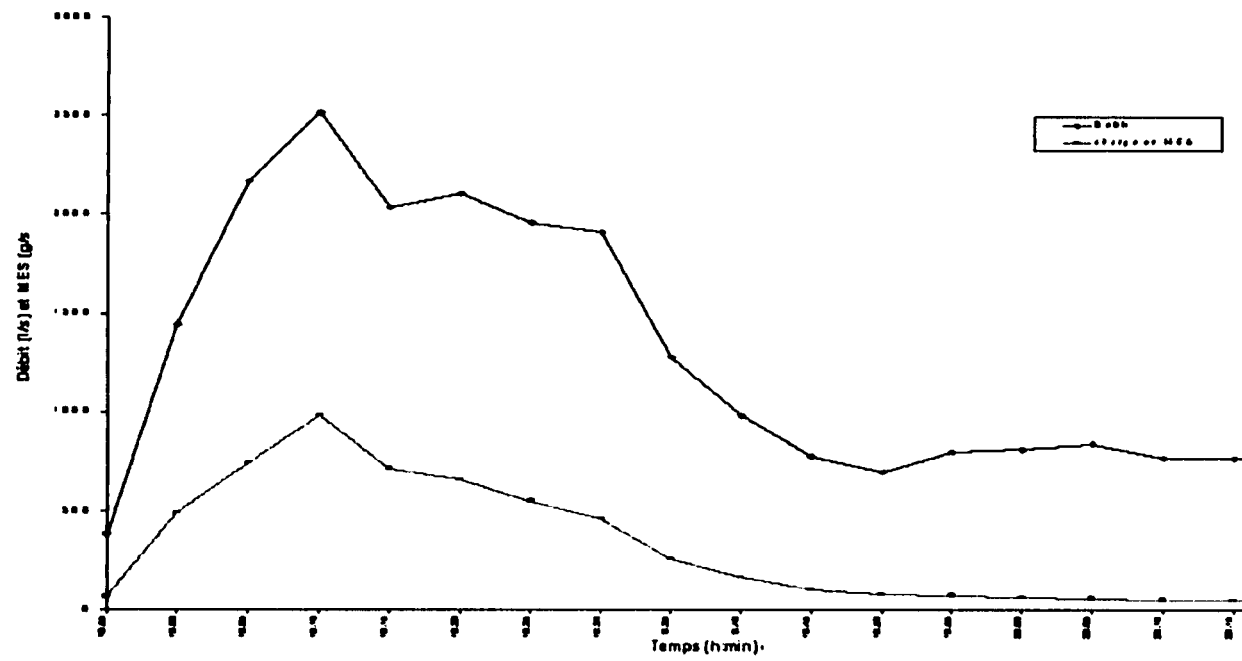


Figure 4.5 Débits et charges pluviales en MES mesurés à Rhéaume 12 septembre 2000

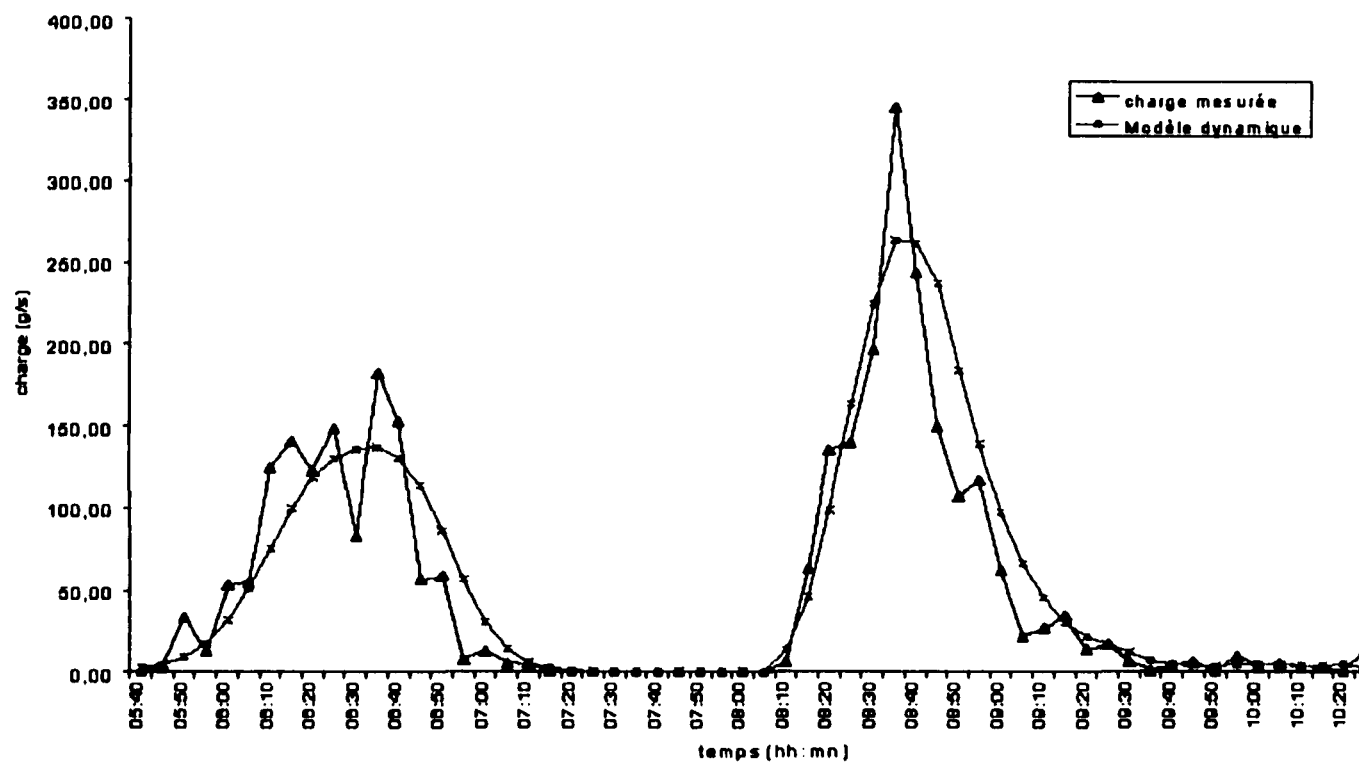


Figure 4.6 Comparaison entre les charges mesurées le 30 septembre 1999 et les charges simulées par le modèle de "rating curve"

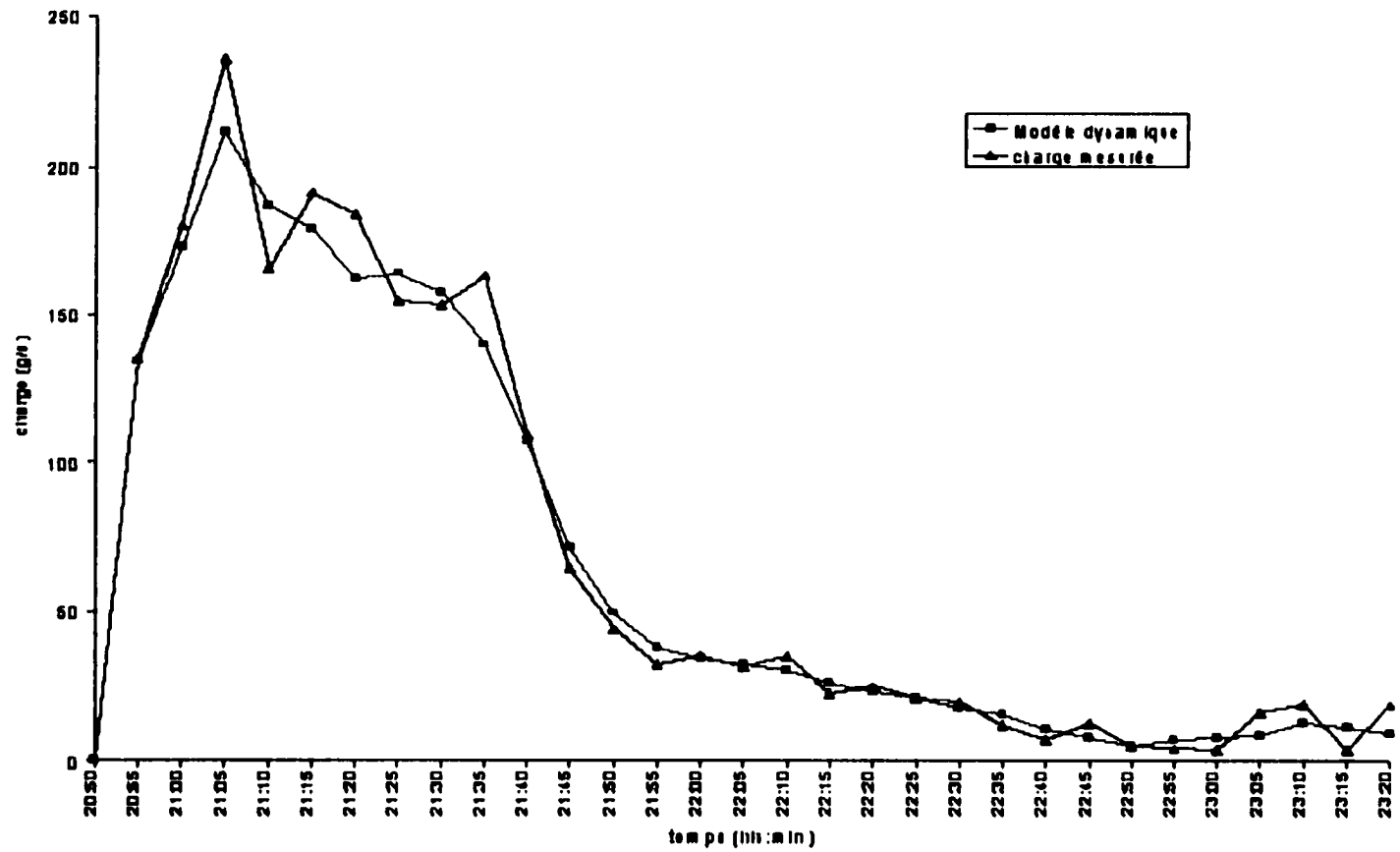


Figure 4.7 Comparaison entre les charges mesurées le 13 septembre 1999 et les charges simulées par le modèle de "rating curve"

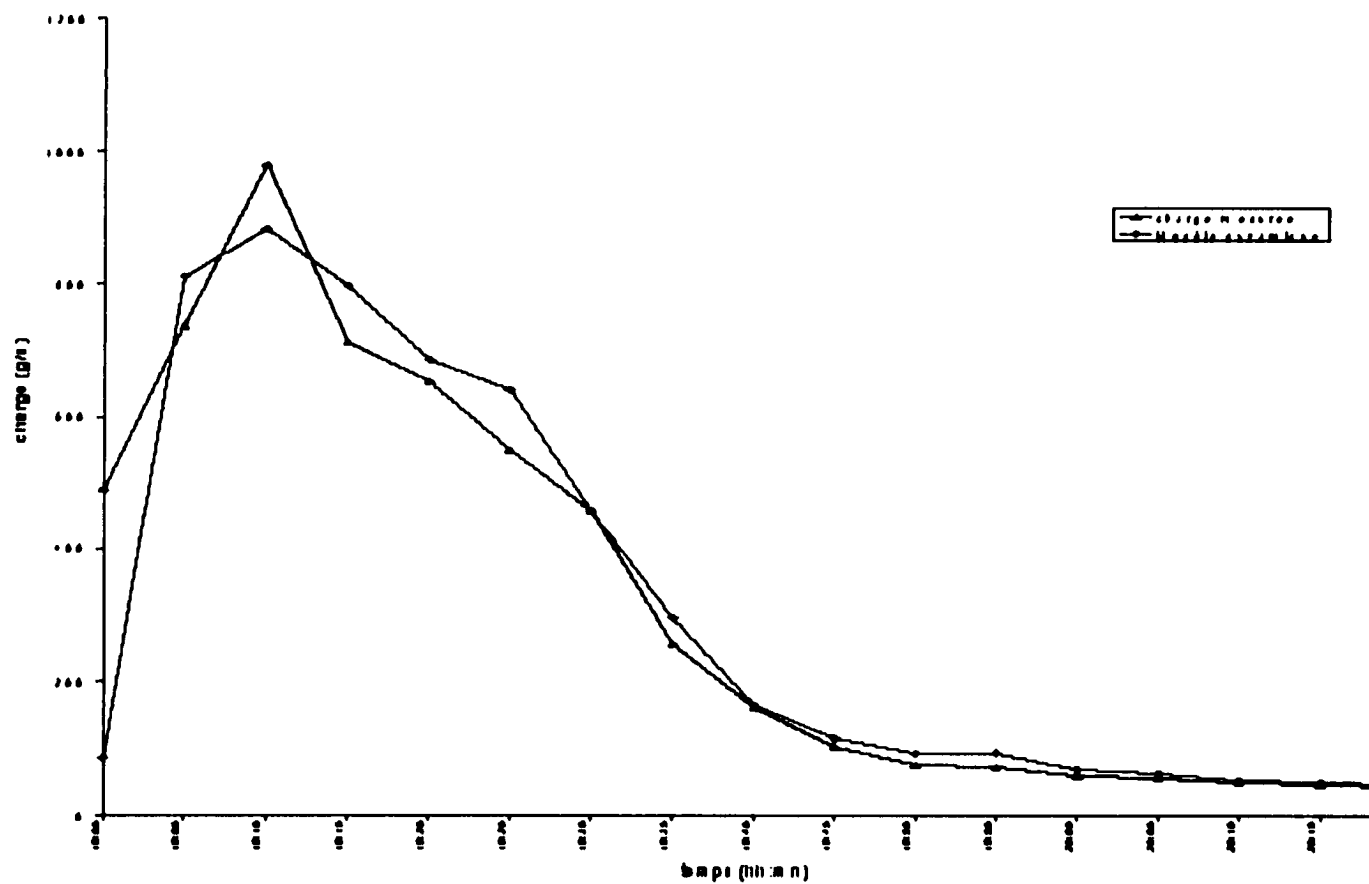


Figure 4.8 Comparaison entre les charges mesurées le 12 septembre 2000 et les charges simulées par le modèle de "rating curve"

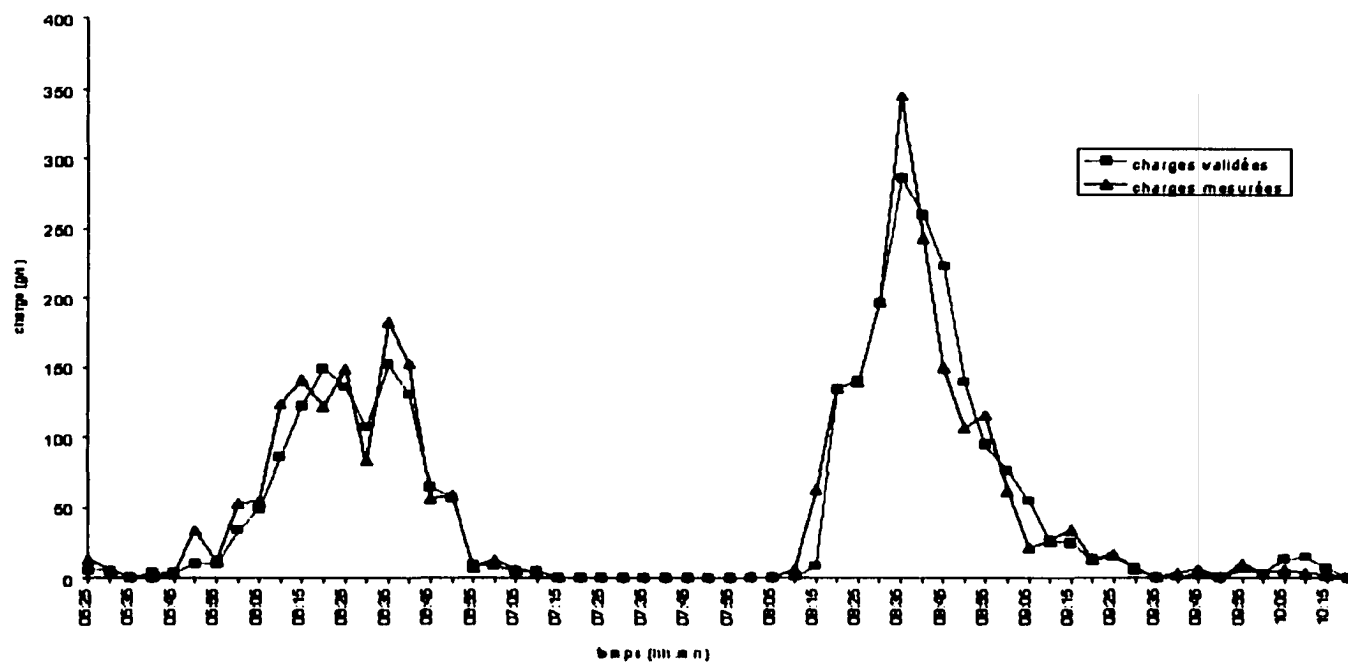


Figure 4.9 Comparaison entre les charges mesurées le 30 septembre 1999 et les charges validées

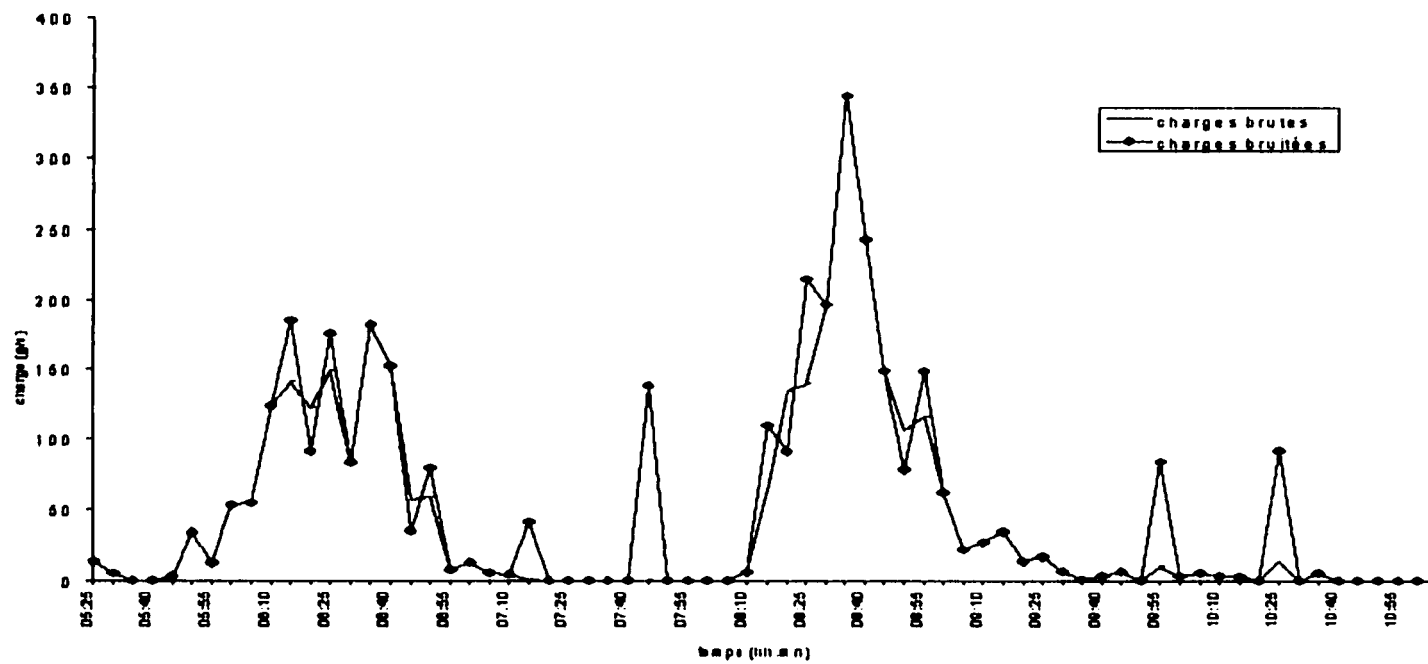


Figure 4.10 Comparaison entre le pollutogramme mesuré le 30 septembre 1999 et le pollutogramme bruité

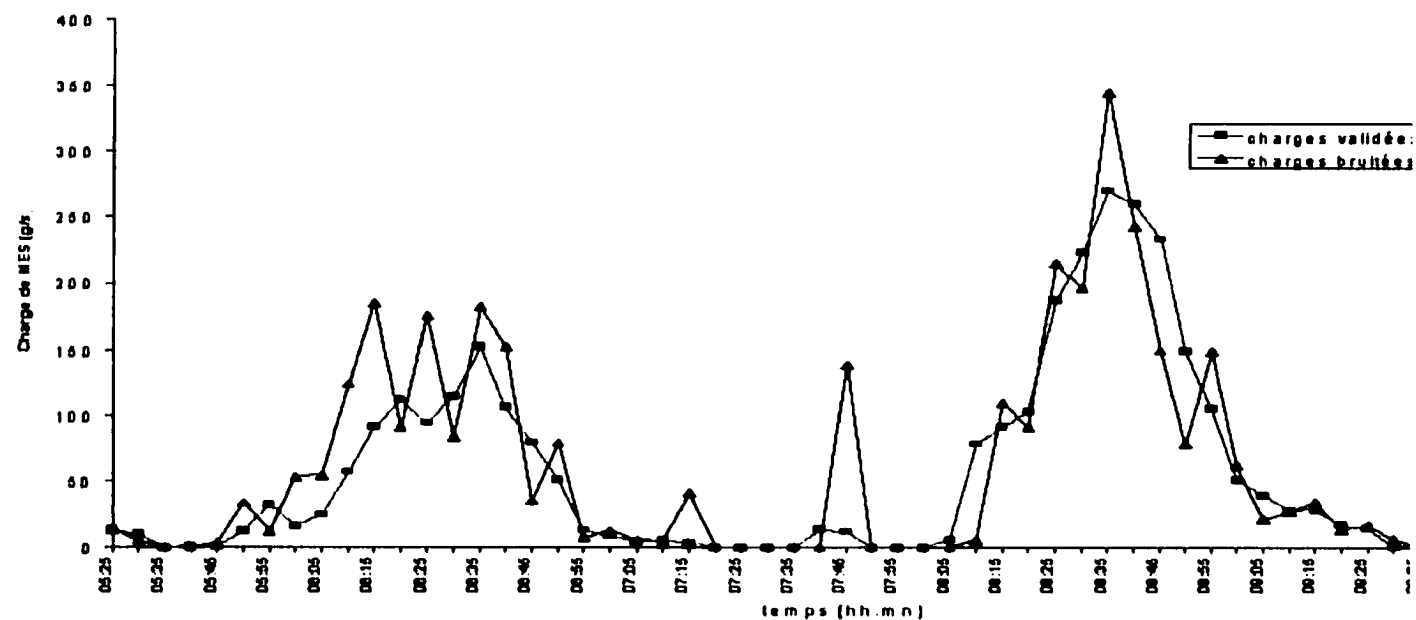


Figure 4.11 Comparaison entre les charges mesurées et brutées du 30 septembre 1999 et celles validées par la méthodologie proposée

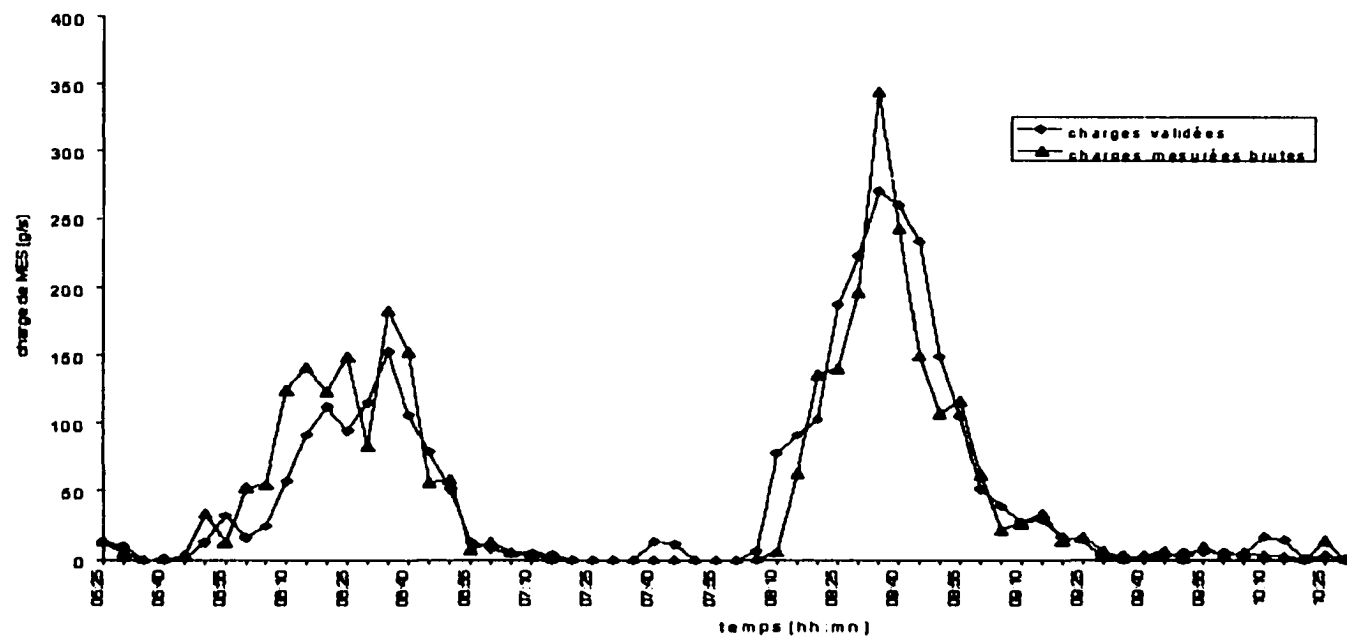


Figure 4.12 Comparaison entre les charges mesurées brutes du 30 septembre 1999 et celles validées par la méthodologie proposée

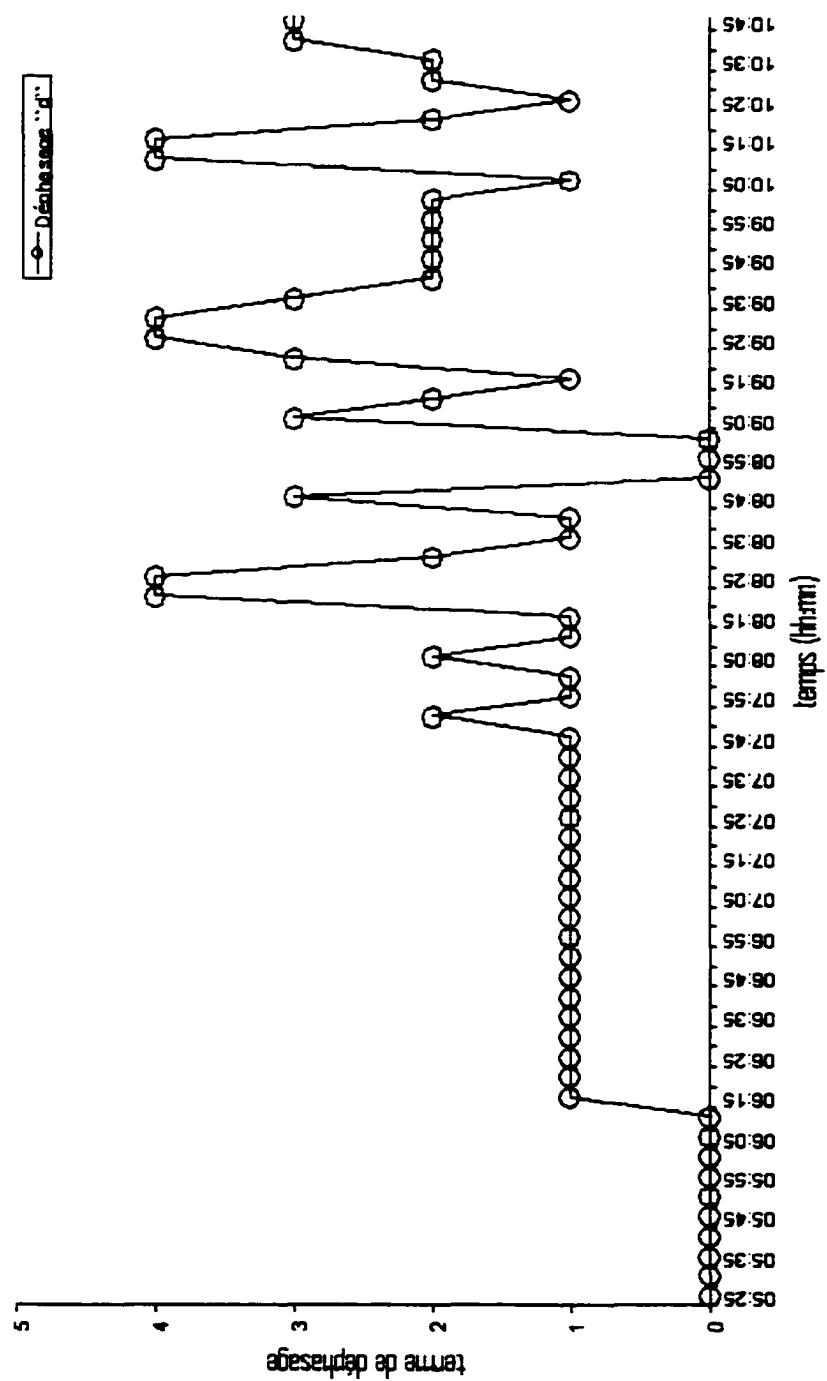


Figure 4.13 Variation au cours du temps du déphasage entre le pollutogramme et l'hydrogramme, le 30 septembre 1999.

Tableau II

Résultats récapitulatifs des performances des simulations.

	30 SEPTEMBRE 1999	13 OCTOBRE 1999	12 SEPTEMBRE 2000	MOYENNE
NASH	0.76	0.98	0.87	0.87
Rapport des pointes	0.75	0.89	0.90	0.84
Déphasage moyen (minute)	0	0	0	0

Tableau III

Résumé des performances de la méthodologie de validation proposée

	30 SEPTEMBRE 1999		
Critères de performances	VALIDATION SUR LA BASE DES DONNÉES BRUTES	VALIDATION SUR LA BASE DES DONNÉES BRUTEES	MOYENNE
NASH	0.86	0.93	0.9
L'apport des pointes	0.8	0.83	0.82
Déphasage moyen (minute)	0	0	0

CONCLUSION

L'objectif principal de ce travail est le développement d'une méthodologie de prévision en temps réel des charges de polluants dans un réseau d'assainissement urbain. Pour atteindre cet objectif principal, deux objectifs secondaires ont été fixés. Le premier a visé l'adaptation d'un modèle de qualité, se basant sur le concept de ``rating curve``, au contexte de la gestion en temps réel. Ce modèle a été sélectionné en raison de sa simplicité et la disponibilité des paramètres nécessaires pour sa mise en œuvre. L'hypothèse de synchronisme systématique entre les pointes de l'hydrogramme et du pollutogramme dans ce modèle constitue une des faiblesses qui a été surmontée dans le cadre du présent travail. D'autre part, le modèle a été rattaché au filtre de Kalman pour pouvoir mettre à jour ces paramètres à la réception de chaque nouvelle mesure. La méthodologie recommandée a été testée avec succès sur le secteur I de la ville de Verdun. Ainsi, le premier objectif de l'étude a été atteint.

Le deuxième objectif a porté sur le développement d'une méthodologie de validation, en temps réel, des données de qualité. La redondance de l'information est à la base de la méthodologie recommandée. En effet, il s'agit d'exploiter trois sources d'information, le modèle de ``rating curve``, déjà validé, un modèle autoregressif d'ordre deux et la mesure enregistrée en temps réel à l'exutoire du réseau d'assainissement. Parmi les valeurs, simulées par le modèle de ``rating curve`` et mesurées, celle qui se rapproche le plus de la valeur prévue par le modèle autoregressif a été retenue. L'approche a été également testée avec succès sur le secteur I de la ville de Verdun.

Ainsi, nous pouvons affirmer que l'objectif principal de l'étude a été atteint. Les performances des méthodologies établies ont été concluantes. La suite logique du présent travail consiste à intégrer l'ensemble des méthodologies établies dans un système

de gestion intégrée et d'envisager un module d'optimisation qui permet de minimiser l'impact global sur le milieu récepteur.

BIBLIOGRAPHIE

Alley WM., Smith P.E, (1981). Estimation of accumulation parameters for urban runoff quality modelling, Water Resources Research, 17(6), 1657-1664.

APWA., (1969). American Public Works Association, Water pollution aspects of urban runoff, Report WP 20-15.

Avco, (1970). Economic systems corporation, Storm water pollution from urban land activity.

Bennis S., (1999). Résultats de la campagne de mesures pour la caractérisation des eaux pluviales du secteur I de la ville de Verdun. École de Technologie Supérieure, Novembre 1999.

Bennis S., Assabane, (2000). Modèle de prévision pour la gestion en temps réel : application aux réseaux d'assainissement. Revue canadienne de génie civil., 27 (2), 327-337.

Bennis S., Bruneau P., (1993). Amélioration de méthodes d'estimation des débits journaliers, Can. J. Civ. Eng. 20, 490-499.

Bennis S., Hajji T., Bernard F., (2001). Phénomène du premier flot : mythe ou réalité ?, Vecteur environnement, section scientifique. 34 (1)., 34-42.

Bennis S., Kang N., (2000). Multivariate technique for validating historical hydrometric data with redundant measurements. Journal of Nordic Hydrology, 31(2).

Bennis S. Berrada F., Bernard F., & (2000). Méthodologie de validation des données hydrométriques en temps réel dans un réseau d'assainissement urbain. Revue des sciences de l'eau. 13/4., 483-498.

Berrada F., Gagnon L., Bennis S., (1996). Validation des données hydrométriques par des techniques univariées de filtrage. Revue Canadienne de Génie Civil., 23, 872-892.

Bertrand-Khrajewski J.L, Scrivener O. & Briat P., (1993). Sewer sediment production and transport modelling : A literature review. Journal of hydraulic reserch, 31(4), 435-460.

Bertrand-Krajewski J. L., Laplace D., Joannis C. & Chebbo G., (2000.) Mesures en hydrologie urbaine et assainissement. Technique et Documentation ISBN : 2-7430-0380-4. p434.

Bilodeau A., Mailhot A., Villeneuve J.P, 1998. Impact des erreurs de prédiction de la pluie sur le contrôle en temps réel des réseaux d'égouts unitaires. *Revue canadienne de génie civil*. 25(1998), 844-853.

Boulay J., Patrick.J.C & Réjean.L, (1999). La réforme de la gestion de l'eau à la communauté urbaine de Montréal ``Une œuvre en cours``, octobre 1999. (<http://www.cum.qc.ca/cum%2Dfr/station/pdf/memoirep.pdf>) (Consulté le 14 novembre 2001).

Box G. E. P., Jenkins G.M., 1976. *Time series analysis : forecasting and control*. Édition révisée, Holden-Day. Oakland, California. 46-82.

Brume R.J, Krawczyk D.F & Harlow G.L. (1968). Chemical and physical comparaison of combined and separate sewer discharges. *Journal of the pollution control federation*. 40(1), 112-126.

Bubenzer G. D., Jones B. A. Jr., (1971). Drop size and impact velocity effects on the detachment under simulated rainfall. *ASAE*., 14, 625-628.

Chocat B., (1997). *Encyclopédie de l'hydrologie urbaine et de l'assainissement*. Paris, Tec&Doc Lavoisier. ISBN : 2-7430-0126-7.

De Heer J., (1992)., Étude de l'échantillonnage systématique et proportionnel au débit par temps sec des eaux usées dans des égouts non-visitable. Thèse de doctorat numéro 1078 : École polytechnique Fédérale de Lausanne, Suisse, 407 p.

Driver N.E. Troutman B. M., (1989). Regression models for estimating urban storm-runoff quality and quantity in the United States., *Journal of Hydrlogy*., 109 (3/4), 221-236.

Draper N.R, Smith H., (1981). *Applied regression analysis*. 2 édition. John Wiley & Sons, Inc., NewYork, N.Y., 710p.

Frérot A., (1987). Classification des modes de gestion des réseaux d'assainissement. Conférence de la session de formation continue de l'ENPC : Exploitation des réseaux d'assainissement : la télésurveillance et la gestion en temps réel. CERGRENE, ENPC, Paris, France.

Gary D.T. Nancy E.D., (1988). Nationwide regression models for predicting urban runoff water quality at unmonitored sites. *Water resources bulletin*., 24 (5), 1091-1101.

Geiger, W.F., (1987). Characteristics of combined sewer runoff. *Proceedings of the 4th International Conference on Urban Storm Drainage*, Göteborg, Sweden, 851-860.

Gupta K., Saul A.J., (1996). Specific relationships for the first flush load in combined sewer flows, *Water research.*, 30 (5), 1244-1252.

Hartong H., (1994)., *Control en tiempos real drenajes urbaos y plantas de tratamiento (idem Schilling);* Netherland; 13 p. en anglais.

Hemain J.C. (1980). *Approche méthodologique pour l'étude de la pollution du ruissellement pluvial urbain.* Thèse de doctorat, université des sciences et techniques du Languedoc, Montpellier, France. 137 p.

Henderson R. J. and Moys G. D., (1987). Development of a sewer quality model for United Kingdom.th International Conference on urban Storm Drainage. Gujer & Krejci ed., Lausanne, 201-207.

Hogland W., Berndtsson R. & Larson M., (1984). Estimation of quality and pollution load of combined sewer overflow discharge. *Porc. ICE* 48, 399-411.

Huber W.C., Dickinson R.E., (1988). *Storm Water Management Model: User's manuel.* Version 4. University of Florida, Gainesville, Florida.

Irish L.B., Michael E. B., Joseph F. M. Jr., Randall J.C., (1998). Use of regression models for analysing highway storm-water loads, *Journal of environmental Engineering.*, 124 (10), 987-993.

Jewell, T.K. and Adrain D. D., (1978). SWMM storm water pollutant washoff functions, *Journal of the Environnemental Engineering Division.*, 104 (5), 1036-1040.

Kalman R.E, (1960). A new approach to linear filtering and prediction problems. *Journal of basic engineering (transactions of the ASME, série D)* 82, 34-45.

Kalman R.E., Bucy R. S., (1961). New resultas in linear filtering and prediction theory. *Journal of basic engineering (transaction of the ASME, série D)*, 82, 95-107.

Kothandaraman, V. (1972). *Water quality characteristics of storm sewer discharge and combined sewers,* Illinois state Water survey.

Loumagne C., Vidal JJ, Feliu C., Torterotot JP & Roche P.A., (1995). Procédure de décision multimodèle pour une prévision des crues en temps réel application au bassin supérieur de la Garonne. *Revue des sciences de l'eau.* 8(1995), 539-561.

Moys, G. D., Osborne, M. P.& Payne, J. A., (1988). Mosquito 1. Modelling of stormwater quality including tanks and overflows. Design specifications, Report No. SR 184, Hydraulic research limited, Walling-ford, 170.

Nguyen V.T.V et Bisson J.L., (1998). Validation en temps réel des données des apports journaliers pour la gestion des réservoirs. *Revue canadienne de génie civil*. 25(1998), 1096-1102.

Perreault L., Roy R., Mathier L. & Bobée B., (1995). La combinaison des modèles appliquée à la validation en temps réel des apports naturels aux réservoirs hydriques. *Revue canadienne de Génie Civil*, 22(5), 934-944.

Philippe J.-P., (1984). Modélisation de la pollution des eaux de ruissellement pluvial urbain : étude bibliographique. Document du laboratoire régional de l'ouest Parisien.

Philippe et Jean, (1987). Pollution des eaux de ruissellement urbain en zone urbaine. Laboratoire central des ponts et chaussées, Paris, 1987.

Ranchet J. M., Philippe J.P., (1982). Pollution véhiculée par les eaux de ruissellement en réseau unitaire. Le bassin de Mantes-la-ville, *Bulletin de liaison des laboratoires des ponts et chaussées*. 119, 25-37.

Randall.C.W, (1978). The impact of atmospheric contaminants on stream water quality in an urban area. 9th international conference, Stockholm, Juin 1978.

Ribstien.P et Desbordes.M, (1978). Étude de la qualité du ruissellement urbain : synthèse bibliographique. Laboratoire d'hydrologie mathématique, université des sciences et techniques du Languedoc, Montpellier, France.

Ruban G., Marchandise P. & Scrivener O., (1993). Pollution measurement accuracy using real time sensors and wastewater sample analysis. *Water science and technology*, 28(11/12), 67-78.

Servat E., (1984). Contribution à l'étude des matières en suspension du ruissellement pluvial à l'échelle d'un petit bassin versant, Thèse USTL, Montpellier, 184 p.

Sartor et Boyd, (1972). Water pollution aspects of street surface contaminants, U.S.EPA, office of research and monitoring, Rapport R2 72 08, Washington.

Sartor J.D., Boyd G.B & Agardy F.J., (1974). Water pollution aspects of street surface contaminants, *Journal of water pollution Control federation*. 46(3), 458-467.

Tahri H., (2001). Filtrage et estimation univariés des débits et des concentrations de polluants., Mémoire de maîtrise, MGC (33)., École de technologie supérieure.

Thornton R. C., Saul S.J., (1987). Some quality characteristics of combined sewer flows. *Publ. Helth. Engr.* 14, 35-38.

US EPA, (1993). Manual for combined sewer overflow control. EPA Report N EPA/625/R-93/007. Cincinnati, USA.

Valiron f., (1989)., Gestion des eaux : alimentation en eau. Assainissement., Presse de l'école nationale des ponts et chaussées., Tome 2, première édition.

Valiron f., (1988)., Gestion des eaux : automatisation-informatisation-télégestion., Presse de l'école nationale des ponts et chaussées., Tome 3., Édition complète.

Wipple W., Hunter J.V & Yu S.L. (1977). Effects of storm frequency on pollution from urban runoff. Journal of the water pollution control federation, 49(11), 2243-2248.

Wipple W., Hunter J.V. (1979). Distribution of metals in street sweeping, storm water solids and urban aquatic sediments. Journal of the water pollution control federation, 51(12), 2810-2823.

Zhang W. Cundy T.W., (1987). Laminar Einstein bed load transport equation for overland sheet flow, Journal of hydraulic engineering., 113 (2), 1525-1538.

Zug M., Phan L., (1999). Horus, un modèle conceptuel de simulation de la pollution en réseau d'assainissement- structure et validation, Revue des sciences de l'eau, 12/a (1999) 643-660.